

Vattenhanteringsplan

Copperstone Viscaria AB

Kiruna

2022-03-29

Bilaga A2



Handlingen har upprättats av:

Malin Ekåsen Geosyntec Consultants AB

Peter Wihlborg Geosyntec Consultants AB

Granskad av:

Henning Holmström Geosyntec Consultants AB

Anders Lundkvist Copperstone Viscaria AB

Kartmaterial/bakgrundskartor: Lantmäteriet



Innehållsförteckning

1	INLEDNING	4
1.1	Syfte	4
1.2	Begränsningar	4
1.3	Omgivande vattendrag och sjöar	4
1.4	Sammanfattande beskrivning av gruvans framtida vattenhantering	6
2	UNDERLAGSDATA OCH BESKRIVNINGSVRKYTG	7
2.1	Underlagsdata	7
2.2	Numerisk modell för yttresystemet	7
2.3	Beräkningsverktyg	7
2.4	Preliminär brytningsplan	8
3	GRUVTEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR	9
3.1	Brytningsmetoder	9
4	HYDROLOGISKA FÖRUTSÄTTNINGAR	10
4.1	Nederbörd	10
4.2	Temperatur	11
4.3	Vindförhållanden	11
5	GRUVANS VATTENHANTERING	12
5.1	Gruvvattenhantering A- B- D-zon	13
5.2	Anrikningsanläggningar	15
5.3	Område 01 Klarningsmagasin	15
5.4	Område 02 Nytt sandmagasin	15
5.5	Område 03 Gammalt sandmagasin	15
5.6	Område 06 och område 07 Gråbergssupplag (Norra och södra gråbergssdeponin)	16
5.7	Område 04, 05 och 10 – Avrinningsområden till och från industriområdet ..	16
5.8	Avbördning till recipient	16
6	VATTENBALANS	18
6.1	Vattenbalansmodell	18
6.2	Sammanställning Vattenbalans	34
6.3	Vattenrening	35
6.4	Vattenrening med kemisk fällning	36
6.5	Vattenrening med jonbytesteknik	38



1 INLEDNING

Copperstone Viscaria AB (nedan benämnt Copperstone) avser att söka om tillstånd för att återuppta gruvverksamheten vid den f.d. Viscariagruvan, Kiruna kommun. Den aktuella kopparmalmen innehåller även järn i brytningsvärda halter. Malmerna innehåller även silver, guld och zink. Copperstone har idag tre beviljade bearbetningskoncessioner enligt minerallagen (SFS1991:45); Viscaria K nr.3 och K nr.4 som beviljades av Bergsstaten i januari 2012 samt Viscaria K nr.7 som beviljades i mars 2018. Den planerade gruvverksamheten kräver tillstånd enligt Miljöbalken (SFS 1998:808).

1.1 Syfte

Följande plan redovisar en samlad beskrivning av den planerade verksamhetens vattenhantering. Redogörelsen innehåller de hydrologiska förhållandena och deras betydelse för verksamhetens översiktliga vattenhantering.

Vidare beskrivs principiellt de tekniska utformningar som rör verksamhetens vattenhantering med avseende på kvalitet och kvantitet.

En detaljerad vattenbalans för verksamheten presenteras tillsammans med den planerade vattenhanteringen.

Bilder och tabeller i vattenhanteringsplanen redovisar resultatet från modelleringar mm med avseende på ett normalår. DHI har i sina modelleringar definierat 2013 som normalår. Resultat för ett torr år respektive våt år redovisas i Bilaga B3.

1.2 Begränsningar

Samtliga figurer i föreliggande rapport skall ses som illustrationer och informationsbilder och utgör inte ett underlag för projektering.

1.3 Omgivande vattendrag och sjöar

Det gamla och det planerade verksamhetsområdena för Viscaria gruvan ligger på vattendelaren mellan Torneälven och Kalixälvens avrinningsområden.

En del av verksamhetsområdets sydligaste del avrinner naturligt via våtmarken Kiirunavuoma mot Rakkurijokisystemet, som rinner via sjöarna Mettä-Rakkurijärvi, vidare mot Kalixälven.

Viscarioområdet ligger dessutom inom två av Torneälvens delavrinningsområden: Pahtajoki- och Luossajokisystemen Figur 1.

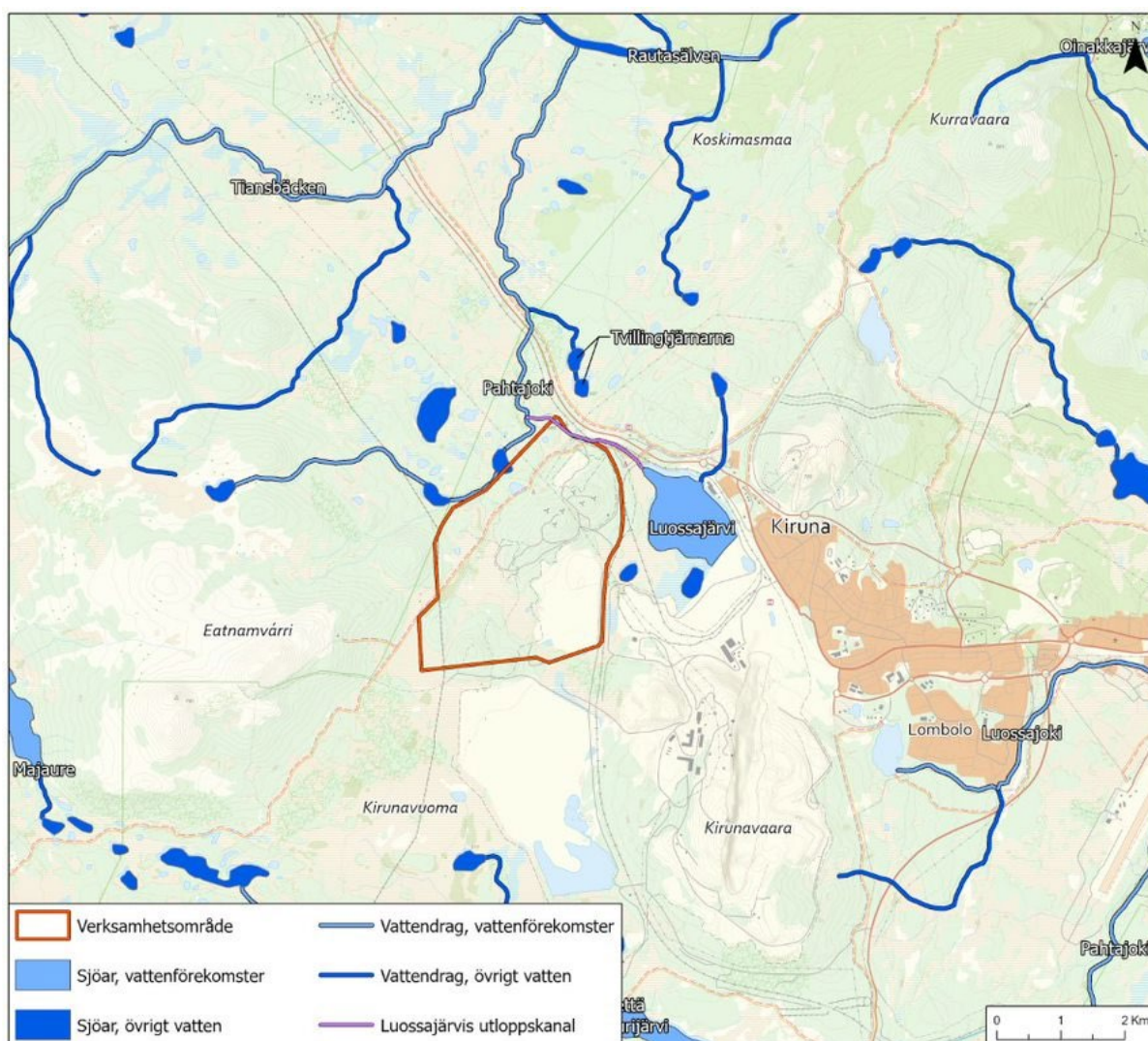
Norr om verksamhetsområdet passerar bäcken Pahtajoki, som rinner under järnvägen och E10 norrut via en våtmark till Rautasälven, som i sin tur avrinner mot Torne älv.

Sjön Luossajärvi tar idag emot vatten bland annat Viscarias gamla industriområde, samt sand- och klarningsmagasinen. LKAB avleder idag vattnet från Luossajärvi med hjälp pumpning mot Luossajoki. Detta på grund av deformationszonen öster om LKAB:s Kirunavaaragruva som förhindrar Luossajokis ursprungliga flöde. Dessutom reglerar LKAB Luossajärvis nivå genom en

avbördningskanal norrut framförallt under snösmältning och under sommarhalvåret när extra brädning behövs för att hålla nivån i Luossajärvi mot Pahtajoki.

Den gamla Viscariagruvan och vatten från det befintliga norra gråbergsupplaget avleds idag under utsläppskanalen från Luossajärvi, järnvägen och under E10 norrut mot Tvillingtjärnarna, som i sin tur avrinner mot Pahtajoki.

Den framtida verksamheten vid Viscariagruvan kommer att medföra förändringar i hur vattnet avleds till dessa vattensystem, detta beskrivs i detalj i denna vattenhanteringsplan. Nuvarande påverkan från den gamla Viscariagruvans efterbehandlade områden samt hur den planerade verksamheten påverkar flöden, vattenkvalitet och redovisas främst i bilaga B5.

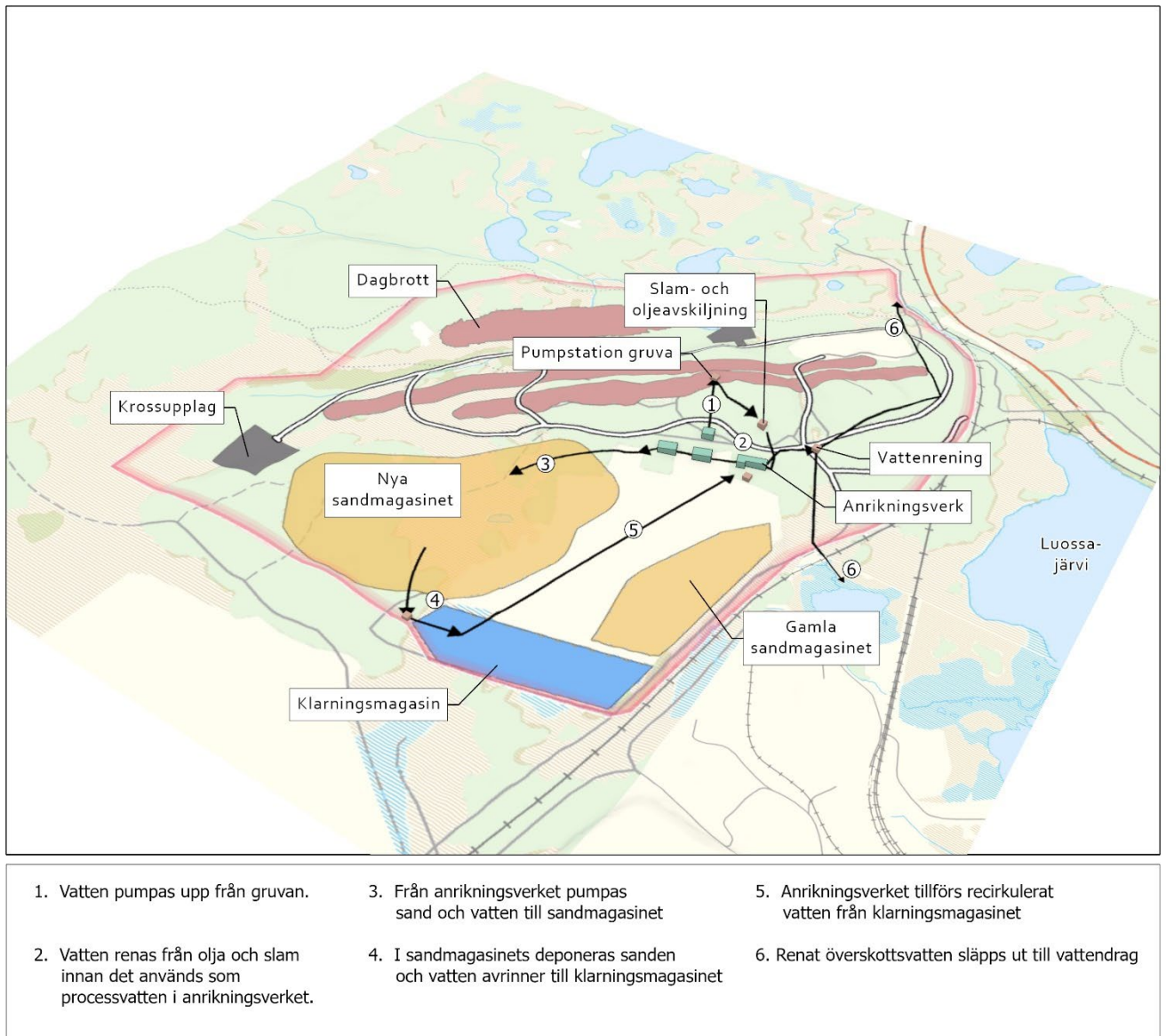


Figur 1 Närliggande sjöar och vattendrag.

1.4 Sammanfattande beskrivning av gruvans framtida vattenhantering

Allt påverkat vatten från gruvområdena samt avrinning från industriytor och gråbergssupplag kommer att användas som råvatten till Viscariagruvans processvattensystem. Vattnet behövs i anrikningsverkets våta malnings- och separationsprocesser, det vill säga i flotation och magnetseparering. Dessutom pumpas anrikningssanden ut i sandmagasinet där den sedimenterar och vattnet fortsätter till klarningsmagasinet för sedimentation av de minsta partiklarna. Klarningsmagasinets vattenvolym används som buffertkapacitet för att kunna återcirkulera vattnet till anrikningsprocessen, vilket är speciellt viktigt under perioder med lite tillskott från ytavrinning.

Överskottet av vatten kommer att pumpas till recipient efter erforderlig rening, dock kommer en mindre volym släppas till recipient utan rening. I Figur 2 visas en övergripande figur över vattenhanteringen inom området.



Figur 2 Övergripande figur över vattenhanteringen inom området

2 UNDERLAGSDATA OCH BESKRIVNINGSVRKYTG

2.1 Underlagsdata

Den rumsligt varierande indatan som använts i modellen utgörs av topografi, vattendrag och sjöar, markanvändning, geologi samt data som beskriver Viscariagruvans geometrier och egenskaper. En utförlig beskrivning redovisas i DHIs Integrerad yt- och grundvattenmodellering, Bilaga B3.

2.2 Numerisk modell för yttresystemet

En modell av det yttre systemet har etablerats för att beräkna verksamhetens vattenbalans och bland annat generera bräddflöde till recipienten för de utvalda typåren. De tre typåren ska representera ett typiskt torr-, normal- och våttår med avseende på hydrologin. Det är fler processer än nederbörd som påverkar huruvida blöta eller torra förhållanden uppnås i ett vattendrag. Snö mängd, snösmältningens intensitet och det "hydrologiska minnet", d.v.s vattenbidrag från det djupare grundvattensystemet har beaktats.

Resultat från den yttre systemmodellen utgör underlag för att ta fram ett koncept för vattenhantering inom de yttre och inre vattensystemen samt för att ta fram vattenreningsstrategier och säkerställa verksamhetens vattenbehov. Modellen hanterar de övergripande vattenhanteringsdelarna och källor för det yttre systemet samt tar hänsyn till relevanta processer för det inre vattensystemet.

Modellen inkluderar följande poster:

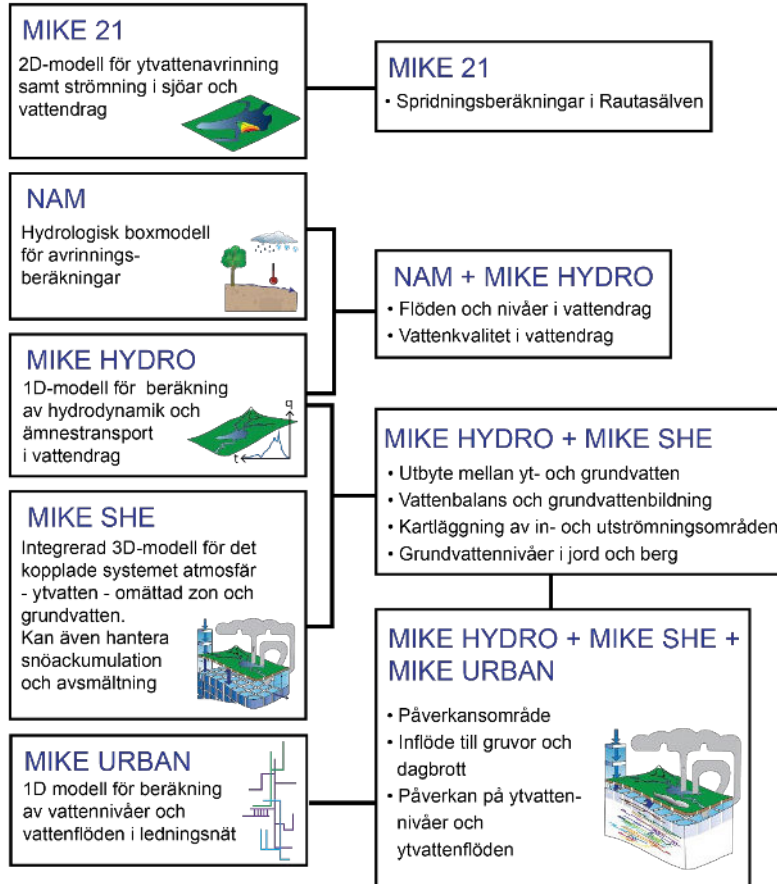
- avrinning från ytor i det yttre systemet
- uppfodrat gruvvatten, dvs. beräknat inflöde till underjordsgruvan samt dränerad vattenvolym från dagbrott
- förluster i processanläggningarna
- inbindning av vatten i sandmagasinet
- infrysning av slurry i sandmagasinet
- isbildning på klarningsmagasinet
- avdunstning från klarningsmagasinet
- volymen i klarningsmagasin
- bräddvatten från klarningsmagasinet till recipient

2.3 Beräkningsverktyg

För att uppnå en platsövergripande förståelse för det integrerade yt- och grundvattensystemet har flera olika numeriska modellverktyg tillämpats, Figur 3. De olika verktygen används för att, var och en för sig eller länkade till varandra, svara på olika frågeställningar som i sin tur utgör underlag till miljöprövningen. Genom att koppla ihop flera verktyg kan hänsyn tas till de olika rums- och tidsskalor som råder i yt- respektive grundvattensystemet. Generellt sett råder snabba tidsförlopp i ytvattnet och i det ytliga grundvattnet medan mer långsamma processer dominerar på större djup i grundvattensystemet. Eftersom det djupa grundvattnet påverkas av både atmosfärsprocesser och ytvattendynamik måste dessa processer beaktas då grundvattenprocesser på större djup skall analyseras. Genom att koppla ihop olika modellverktyg som var för sig

fokuserar på processer i en viss del av det integrerade yt- och grundvattensystemet så kan de olika tidsskalorna som är relevanta för respektive frågeställning hanteras på ett optimerat sätt.

MODELLVERKTYG PLATSSPECIFIK TILLÄMPNING



Figur 3 Schematisk figur som visar den integrerade hydrologiska/hydrogeologiska yt/grundvattenmodellen och dess olika ingående komponenter/verktyg. I rutorna under platsspecifik tillämpning listas de frågeställningar som modellverktyget, eller en kombination av verktygen svarar på. Källa: Integrerad yt- och grundvattenmodellering Viscaria

2.4 Preliminär brytningsplan

Den maximala brytningstakten i dagbrott och underjordsgruva beräknas att uppgå till 3 Mton råmalm som anrikas per år. Den modellering som genomförts visar situationen efter 10 år med maximal brytningstakt vid fullt utbrutna dagbrott och fullt utbruten underjordsgruva. Detta görs för att säkerställa att effekterna på halter och flöden inte underskattas. Vid brytning av malm följer även sidoberg med i produktionsflödet. Sidoberg som sorteras ut innan anrikningsverk kallas även gråberg. Gråberget som inte kan sorteras ut från malmen följer med in i anrikningsverket och går igenom hela processen och pumpas slutligen ut som anrikningssand. Den största mängden gråberg uppkommer vid dagbrottsbrytning.

Det kommer kontinuerligt utföras optimeringar och uppdateringar av brytningsplanerna vilket leder till att malmbasen kommer att förändras över tid. Avsikten är att 3 Mton råmalm per år kommer att brytas i Viscaria. Deponeringen av utvinningsavfall ovan jord begränsas till 130 Mton gruvavfall, framför allt gråberg och anrikningssand, varav maximalt 100 Mton gråberg.

3 GRUVTEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR

3.1 Brytningsmetoder

De identifierade malmkropparna i Viscaria kommer brytas som dagbrott samt genom underjordsbrytning ned till 800 m under markytan vid samtliga malmzoner, dvs. A-, B-, och D-zonen. A-zonen har tidigare brutits under jord vilket medfört att vad som då bedömdes vara icke brytvärda malmkroppar kvarlämnats. I B-zonen har endast en provbrytning utförts, och då som underjordsgruva. Den huvudsakliga orsaken till att malmkroppen inte togs till produktion var en på den tiden lågvärdig mineralisering i förhållande till dåvarande låga kopparpris. Inom området för D-zonen har ingen tidigare brytning genomförts.

3.1.1 Dagbrottsbrytning

Dagbrottsbrytning kommer att ske inom tre zoner (A-, B-, och D-zonen). Losshållning av berg i dagbrott planeras utföras med pallbrytning med en pallhöjd på upp till 15 m. Dagbrottens djup uppskattas komma att variera mellan ca 50 och 230 m räknat från dagens marknivå.

Dagbrottens släntlutning planeras inom spannet 45 - 60°. Ramper för transport till och från gruvan planeras med en lutning upp till 1:10 och en bredd på upp till 25 m för att möjliggöra mötande fordon. Av stabilitets- och arbetsmiljömässiga skäl kan slänter komma att dräneras från grundvatten.

3.1.2 Underjordsbrytning

Underjordsbrytning planeras för samtliga malmzoner. Brytningsmetoderna under jord kommer att utgöras av skivpallsbrytning eller liknande icke rasmotod. Igenfyllnad av brytningsrum och orter kommer att eftersträvas för att bland annat säkerställa stabila bergförhållanden under och efter gruvdriften. Så långt som möjligt planeras dock att bergstabiliteten upprätthålls genom återfyllning av gråberg och/eller anrikningssand.

Brytningen kommer att utföras genom att befintlig underjordsgruva restaureras och ny infrastruktur anläggs i och omkring malmkropparna.

Den befintliga underjordsgruvan består av cirka 64 km ort, ventilationsschakt och brytrum. Produktionen i den befintliga underjordsgruvan i Viscarias A-zon kommer att återupptas parallellt med att nya produktionsområden byggs ut i malmkroppen. Från den befintliga underjordsgruvan kommer produktionsområden anläggas i A- och B-zonen. D-zonen kan anslutas till denna infrastruktur genom ett antal orter mellan B-zonen och D-zonen.

Brytning i enlighet med denna ansökan kommer att utföras till maximalt 800 m under nuvarande markyta. Mineraliseringarna är öppna mot djupet, vilket innebär att brytning under 800 m kan bli aktuellt i framtiden.



4 HYDROLOGISKA FÖRUTSÄTTNINGAR

Väder- och klimatförhållanden i följande avsnitt baseras på data från SMHI:s station i Kiruna, lokaliserad vid Kiruna flygplats ca 1 mil öst om gruvområdet. Använda mätdata omfattar perioden mellan år 1957–2020 (SMHI, 2020).

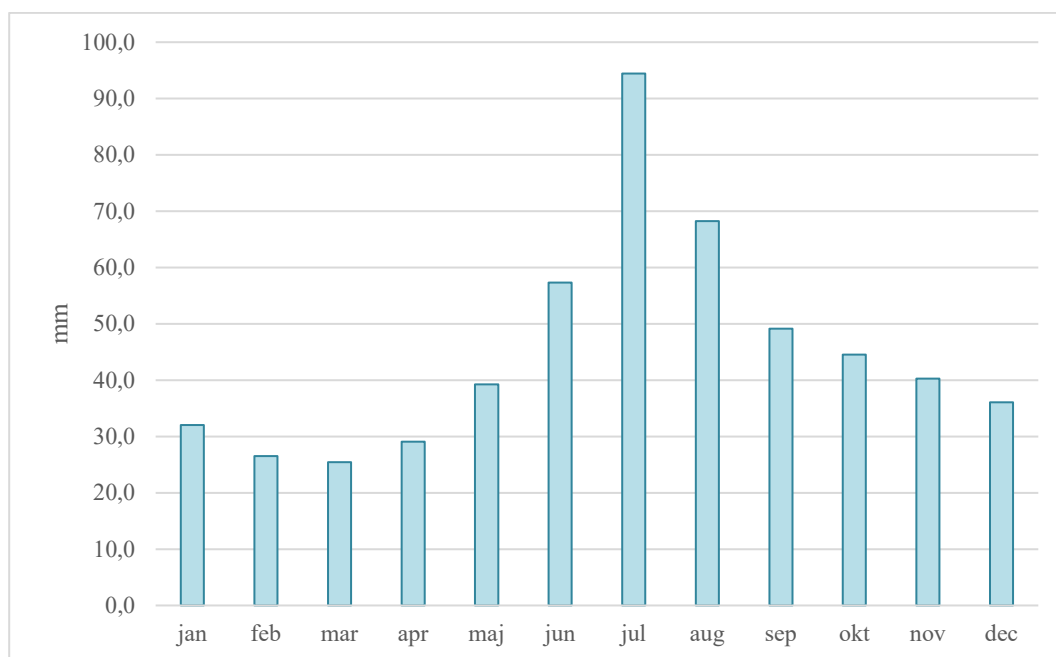
4.1 Nederbörd

I Figur 4 har uppmätt månadsmedelnederbörd för perioden 1961–2020 sammanställts. Nederbörden är som störst under sommarmånaderna med ett medelvärde på 94 mm under juli månad följt av augusti med 68 mm. Nederbörden är som lägst i mars med ett medelvärde på 25 mm. Normalt största snödjup under vintern ligger i medel kring 77 cm (minimum 35 cm och maximum 132 cm) och snö förekommer från oktober till mitten av april/maj (SMHI, 2020).

SMHI har simulerat hur klimatförändringar kan påverka dessa meteorologiska förhållanden baserat på två olika utvecklingsvägar, begränsade utsläpp av koldioxid (RCP4.5) och höga utsläpp (RCP8.5) (SMHI, 2015). Årsmedeltemperaturen för Kiruna området beräknas öka från ca -1 °C till mellan ca 2,5 °C och 5 °C till slutet av seklet beroende på utvecklingsväg.

Vintermedeltemperaturen väntas öka med 5–8 °C och sommarmedeltemperatur med 4–6 °C.

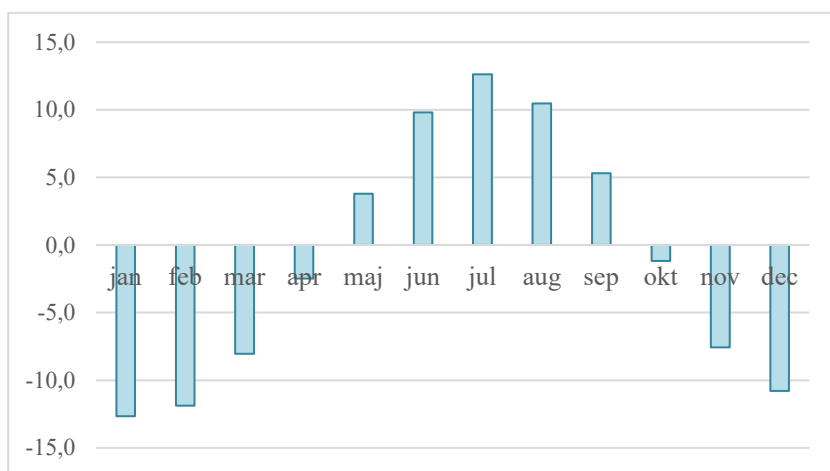
Årsmedelnederbörden beräknas öka från ca 540 mm/år till mellan 647 mm/år och 755 mm/år till slutet av seklet beroende på vilka antaganden som görs. Vinternederbörden väntas öka med 24–56 % och somarnederbörden med 20–40 %.



Figur 4. Uppmätt medelnederbörd runt Kiruna under perioden 1961–2020 (SMHI, 2020).

4.2 Temperatur

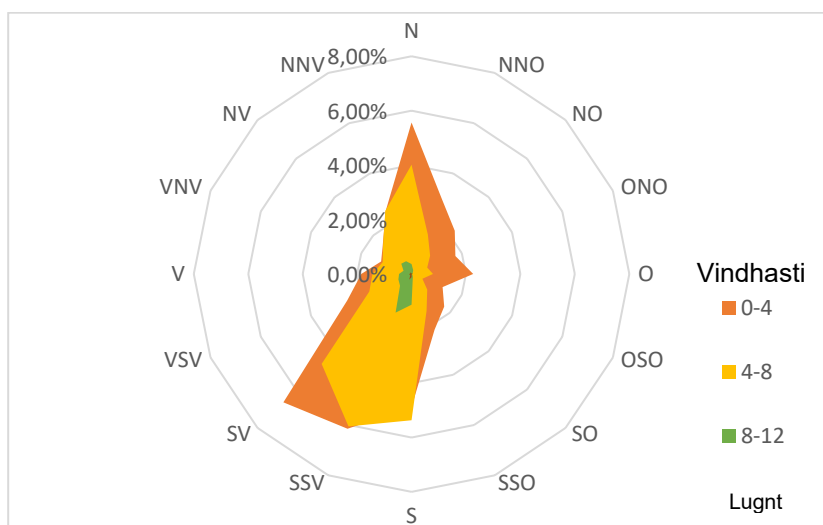
Uppmätt månadsmedel-temperatur för perioden 1961–2020 har sammanställts i Figur 5. Den lägsta medeltemperaturen har uppmätts i februari med ett minimum på -21°C och medeltemperatur i februari månad för hela perioden har beräknats till $-12,7^{\circ}\text{C}$. Den varmaste månaden är juli med beräknad medeltemperatur på $12,7^{\circ}\text{C}$ (minimum $9,2^{\circ}\text{C}$ och maximum $17,6^{\circ}\text{C}$).



Figur 5. Uppmätt medeltemperatur runt Kiruna under perioden 1961–2020 (SMHI, 2020).

4.3 Vindförhållanden

Medelvärdet av vindhastigheten vid Kiruna Flygplats mätstation är $3,5\text{ m/s}$ enligt värden uppmätta under perioden 1957–2020. Kiruna Flygplats ligger 452 m.ö.h och vindmätningen sker på 10 meters höjd över markytan. I Figur 6 nedan visas översiktligt hur vindriktning och vindhastighet är fördelat vid mätstationen under perioden 1957–2020. Ringarna visar hur många procent av tiden en viss vindriktning förekommit och de olika färgerna visar vindhastighet. Vindmätningarna är baserade på timvisa tiominutersmedelvärden. Den vanligast förekommande vindriktningen är sydlig till sydvästlig.

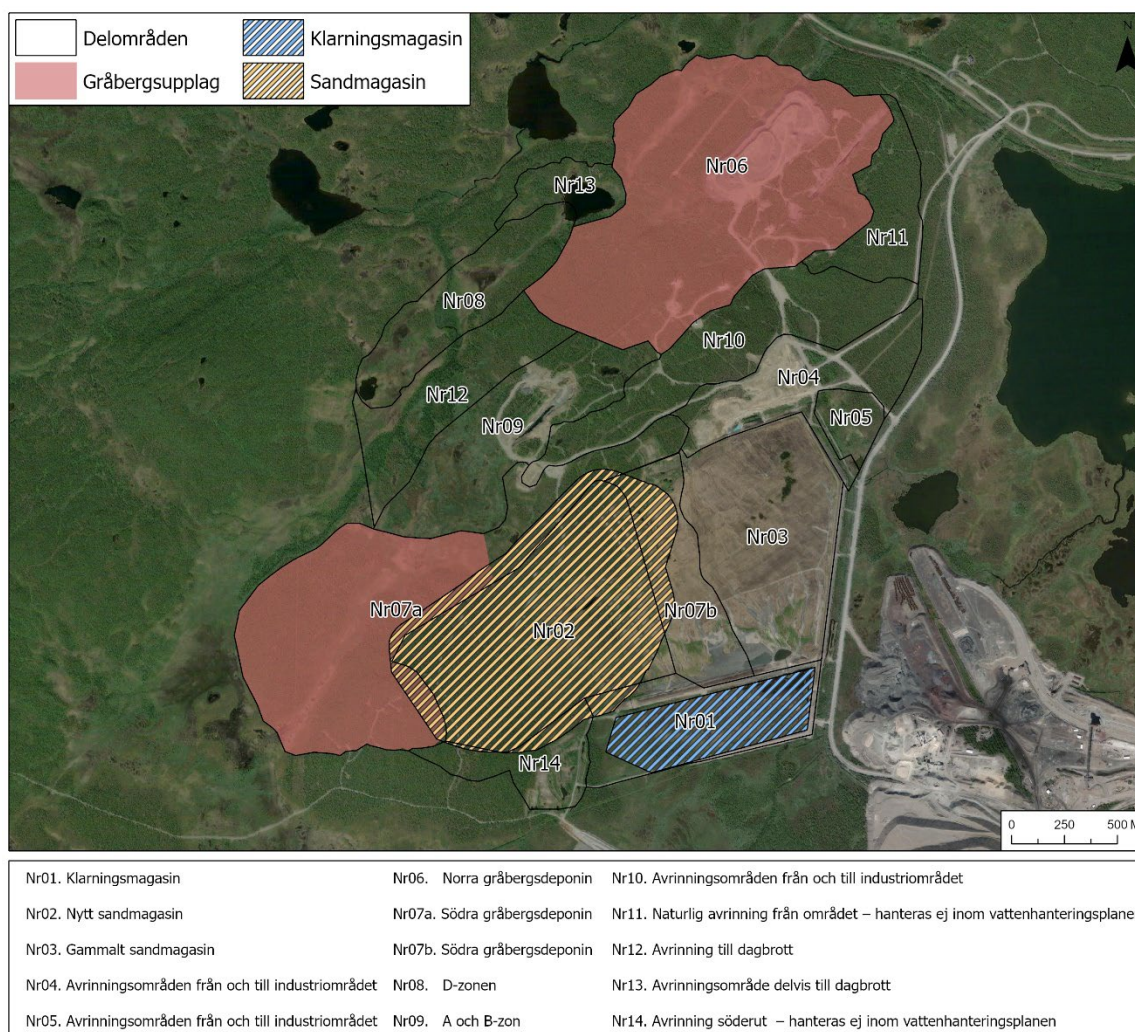


Figur 6. Uppmätt vindriktning och vindhastighet vid Kiruna Flygplats under perioden 1957–2020 (SMHI, 2020).

5 GRUVANS VATTENHANTERING

Vatten tillförs verksamheten genom inflöde av grundvatten och avrinning av ytvatten samt som direktnederbörd över dammar och magasin. Uppsamlat vatten magasineras inom området och används i anrikningsprocessen. Inläckage sker till dagbrotten genom grundvatten och direktnederbörd. Vattnet pumpas därifrån till oljeavskiljare/försedimenteringsbassäng innan det leds vidare till magasinet för processvatten. Utöver dagbrottens länshållningsvatten tillkommer även avrinnings-/uppsamlingsvatten från gråbergsupplagen och industriområden. I stort sett allt vatten används i anrikningsverket eller i sandpumpningen till sandmagasinet. Från sandmagasinet avrinner vattnet till klarningsmagasinet varpå det återcirkuleras till anrikningsprocessen eller sandpumpningen. Överskottsvatten avbördas till recipient via en reningsanläggning som hanterar huvuddelen av det avbördade vattnet, bräddning av orenat vatten sker endast under perioder höga flöden när påverkan är som lägst.

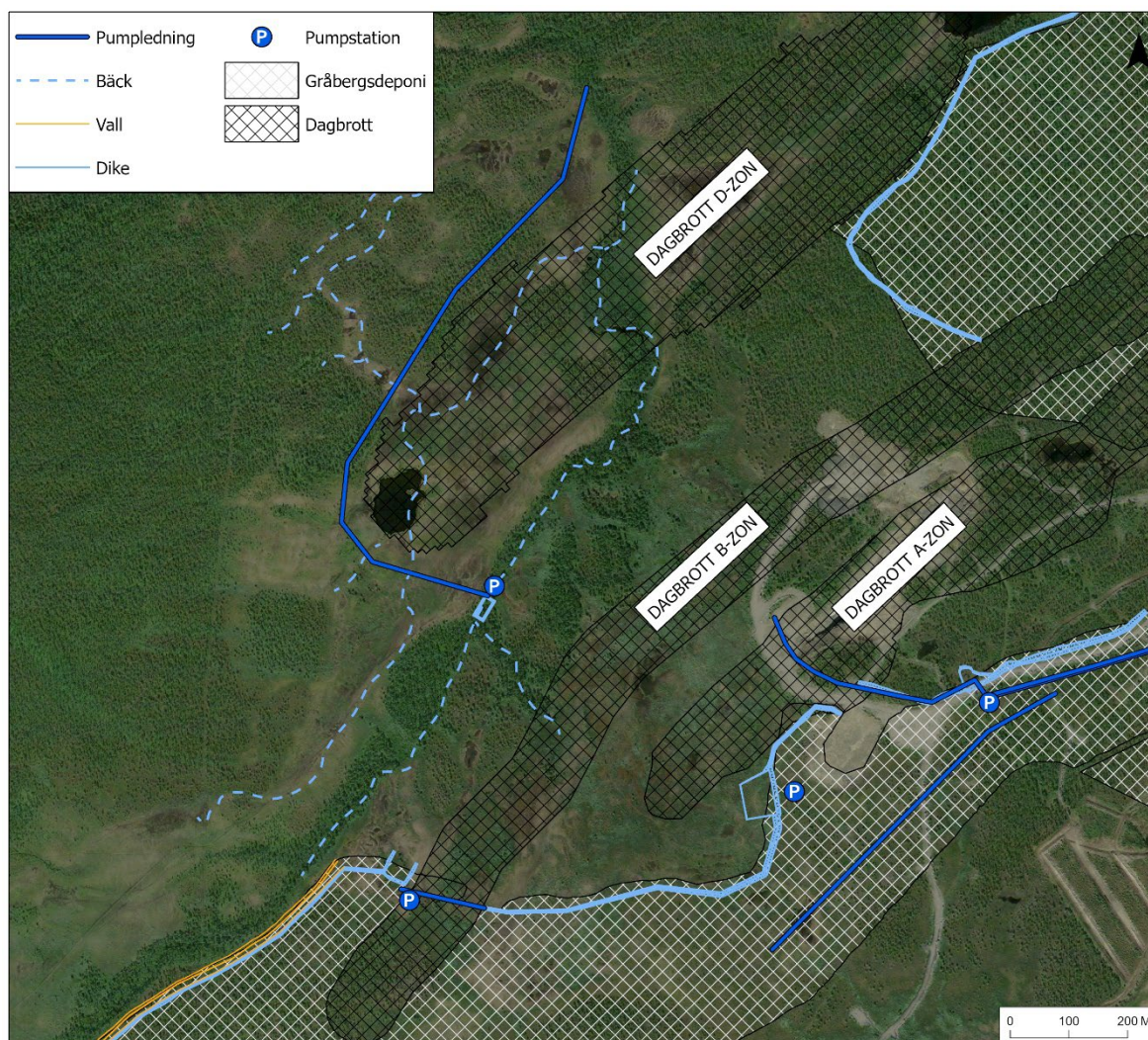
Från anrikningsverket pumpas våt anrikningssand till sandmagasinet där det deponeras. Avrunnet vatten inom sandmagasinet samlas upp i diken och leds/pumpas till klarningsmagasinet. Från klarningsmagasinet recirkuleras vattnet till processen alternativt avbördas till recipient. I Figur 7 visas de olika delområdena inom aktuellt område.



Figur 7 Delområden

5.1 Gruvvattenhantering A- B- D-zon

Innan avtäckning av nya dagbrottsområden påbörjas, anläggs ett avledande dike, söder om D-zonen, för att leda bäcken som löper genom området till en pumpgrop. Från denna pumpas vattnet runt dagbrottet och avbördas norr om dagbrottet, där ledningen ansluter till den ursprungliga sträckningen av bäcken, se Figur 8.



Figur 8 Exempel på placering av pumpgrop för omledning av bäck (streckad blå linje) förbi D-zonen, liksom förslag på placering av vallar (gul), pumpledning (blå linje) och avbördningspunkt. Av figuren framgår även de båda tjärnar inom södra respektive norra delen av D-zonen som kommer att avvattnas.

Inom D-zonen finns två tjärnar, en mindre i den södra delen samt en något större i den norra delen. I samband med de förberedande arbetena kommer tjärnarna att avvattnas och deras vatten avleds via ett anlagt dike norrut för att sedermera låta vattnet avrinna i den naturliga flödesriktningen mot Pahtajoki.

Den ursprungliga bäcken behöver mätas in där omledningen ansluter och det kan bli aktuellt med mindre justeringar av diket.



5.1.1 Avvattning av gruvan

Verksamhetens reningsanläggning kommer att installeras och driftsätts under etableringsarbetena och inför avvattningen av gruvan för att säkerställa att avbördat vatten uppfyller tillämplade kriterier innan bräddning vid avbördningspunkt.

Avvattning planeras att uppföras i två anläggningar enligt följande, Schakt A eller via närliggande ramp/snedbana samt i schakt B eller via närliggande ramp/snedbana.

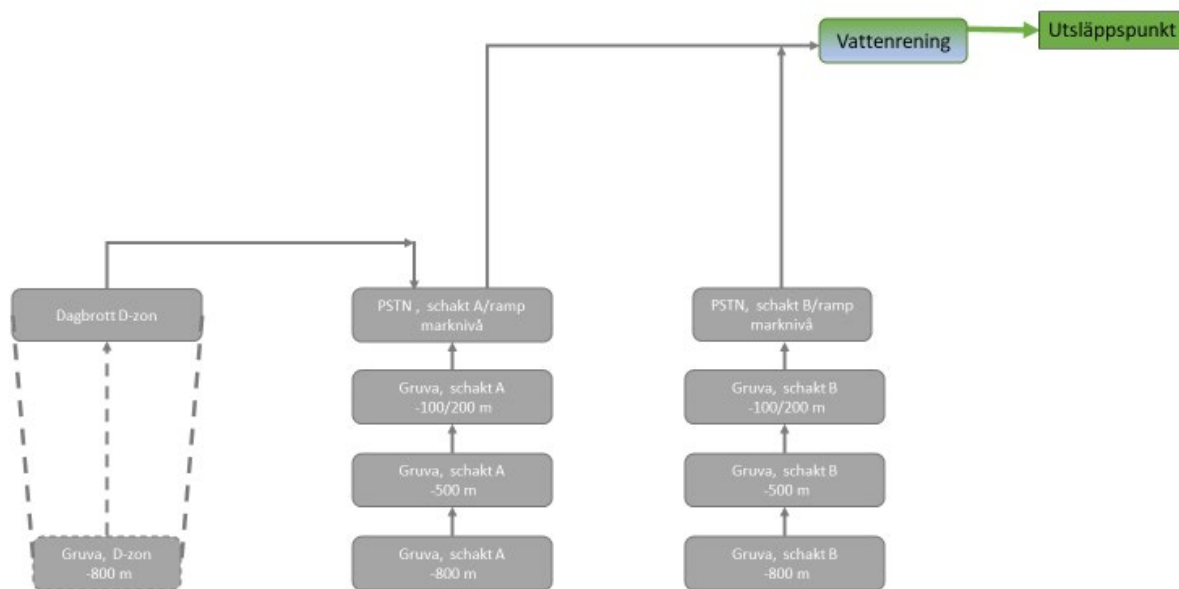
I Schakt A i söder (Södra uppfordringen) sker uppföring av vatten för A/B-zonen genom att vatten samlas upp i underjordiska bassänger där även föravskiljning av slam sker. Därefter pumpas vattnet upp i rörledningar i befintligt schakt alternativt via borrhål till markytan. På grund av stor uppföringshöjd kan uppföringen komma att ske i ett antal steg.

I Schakt B i norr (Norra uppfordringen) sker uppföring av vatten för A-zonens norra del genom att vatten samlas upp i underjordiska bassänger där även föravskiljning av slam sker. Därefter pumpas vattnet upp i rörledningar i befintligt schakt alternativt via borrhål till markytan. På samma sätt som beskrivs för schakt A ovan kan uppföringen komma att ske i ett antal steg.

I marknivå pumpas vattnet från båda schakten vidare till anrikningsverkets sandpumpning.

Vattenundanhållning från dagbrott D-zon under avsänkning av dagbrottet ansluts till övriga delar av underjordgruvan. Vattnet pumpas upp över dagbrottskanten till pumpstation vid schakt A för vidare transport till vattenrening.

Principen för avvattningen visas i Figur 9 nedan.



Figur 9 Princip avvattning via schakt A och schakt B. Bildkälla: Processvattensystem beskrivning med kalkyler, SWECO, 2021-01-18

5.2 Anrikningsanläggningar

Till anrikningsprocessen behövs vatten för bland annat malningen, i flotationsprocessen och när anrikningssanden pumpas till sandmagasinet. Processvatten delas upp i klarvatten och returvatten, där klarvatten återvinns via pumpning från klarningsmagasinet. Returvatten kommer från överloppet på sandförtjockaren nära anrikningen och kan innehålla mer suspenderat mineral. Anrikningsverket återanvänder, i störst möjliga mån, processvattnet i anrikningen och därmed styrs vattenbehovet av mängden vatten som lämnar verket genom slig och anrikningssand. Vid vattenöverskott i klarvattensystemet går överskottet till recipient, om så krävs via ett reningssteg.

5.3 Område 01 Klarningsmagasin

Klarningsmagasinets primära syfte är att möjliggöra sedimentation av suspenderat material. Dessutom fungerar klarningsmagasinet som vattenreservoar. Till klarningsmagasinet pumpas även vatten från befintligt sandmagasin. En mindre del av detta magasin kan komma att nyttjas som fördröjningsvolym.

Befintligt klarningsmagasin planeras att återställas till driftsäkert skick. För att öka lagringsvolym för vatten planeras för en urschaktning av botten. Totalt planeras för 600 000 m³ lagringskapacitet. För att säkerställa drift vid oplanerad vattenbrist kommer alltid minst 240 000 m³ att finnas i magasinet. Klarningsmagasinets volym har således ansatts till befintlig reglerbara kapacitet, 360 000 m³.

5.4 Område 02 Nytt sandmagasin

Ett nytt sandmagasin anläggs väster om befintligt sandmagasin. Enligt framtaget koncept uppgår volymen på det nya sandmagasinet till 22 Mm³ inom en area om 1,09 km². I sandmagasinet kommer anrikningssand som uppstår i anrikningsprocessen och som används för återfyllning av underjordsgruvan att deponeras. Viss avrinning från berget Nihkågobbas östra sluttning leds med diken till öppen del av sandmagasinet i väster.

5.5 Område 03 Gammalt sandmagasin

Befintligt sandmagasin kommer initialt inte att påverkas. Deponerat material från tidigare verksamhet planeras att återvinnas vid en re-mining.



5.6 Område 06 och område 07 Gråbergssupplag (Norra och södra gråbergsdeponin)

Vatten som tillkommer från gråbergssupplagen härrör främst från nederbörd, gråbergsfukt och torrvatten. Gråbergsfukten har uppskattats till 1 vikt-% av det deponerade gråberget.

Avrinning från nederbörd modelleras med hjälp den kalibrerade DHI-modellen där snö och avdunstning beaktas. Avrinning från gråbergsfukt antas ske momentant vid deponering och fryser inte under vintern.

5.7 Område 04, 05 och 10 – Avrinningsområden till och från industriområdet

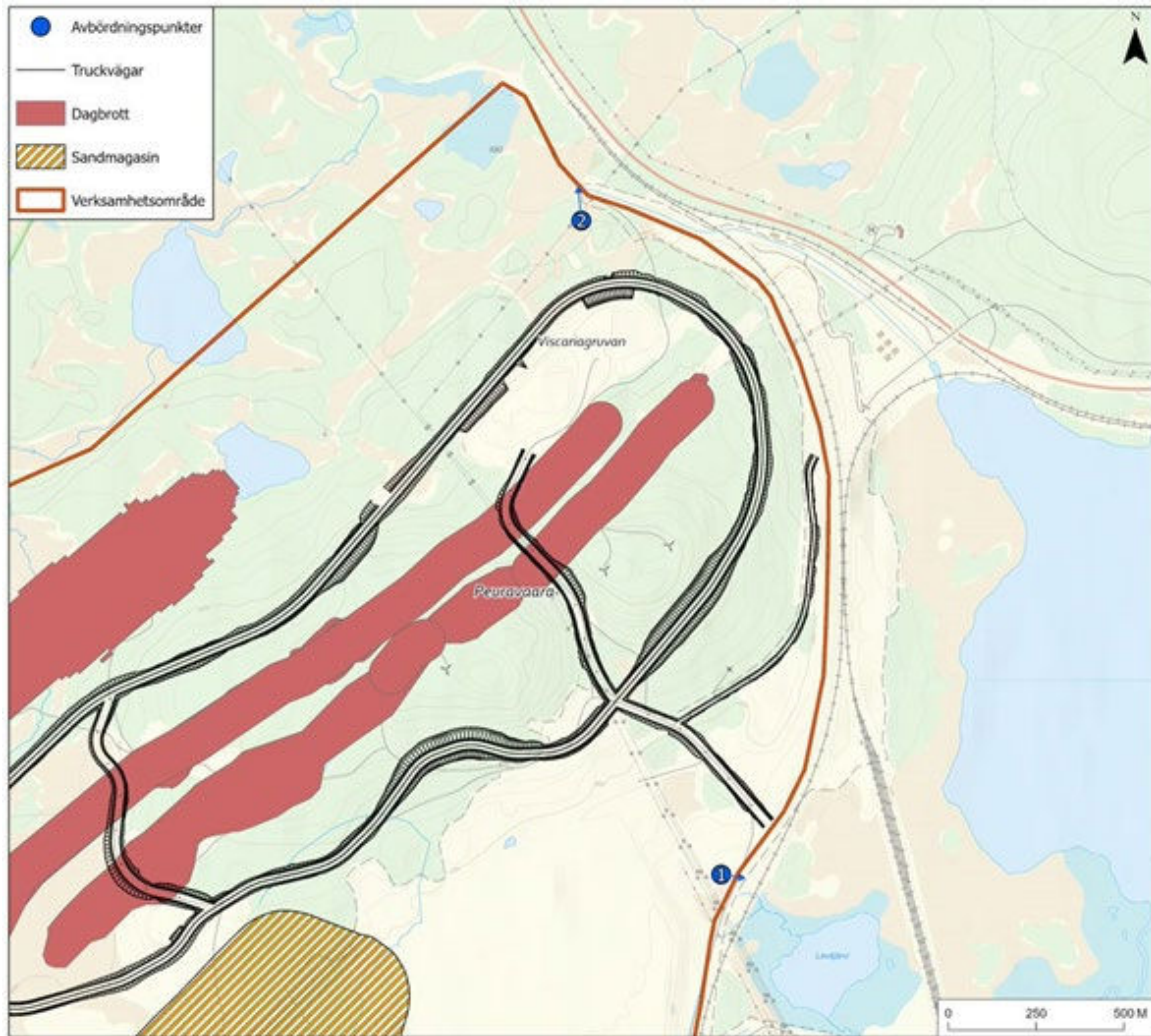
Industriområdet omfattar område 04, 05 och 10 är centralt placerade inom verksamhetsområde. Vattenhanteringen kommer att hanteras gemensamt för dessa områden.

5.8 Avbördning till recipient

Vattenvolymen som inte recirkuleras inom verksamheten behöver avbördas. Detta kommer att ske genom pumpning från klarningsmagasinet till reningsanläggningen och därefter avbördas vattnet till recipient. Huvuddelen av vattnet kommer att genomgå rening innan avbördning till recipient men under högflödesperioder är det inte tekniskt möjligt att rena allt vatten. På årsbasis motsvarar orenad bräddning endast drygt 10% av den vattenvolym som årligen hanteras inom verksamheten. Dimensionerande för reningen har bedömts vara reningsbehovet under vinterns lågflöde samt under gruvans primära länshållning. I båda dessa fall kommer då normalt allt vatten att renas. Reningsanläggningens kapacitet är satt till 600 m³/h, se även Bilaga A2:2.

Copperstone avser att brädda överskottsvatten i två punkter. Den primära avbördningspunkten ligger nedströms Luossajärvi utloppskanal, där vattnet tillåts infiltrera i våtmarken söder om Pahtajoki för att sedan rinna via Pahtajoki ner till Rautasälven. Copperstone har även möjlighet att efter koordinering med LKAB avbörda vatten direkt till Luossajärvi via bäcksystemet som via Levjärvi avvattnar det nuvarande sandmagasinet. Detta innebär en möjlighet att som minimum kompensera det bortfall av tillförd volym som verksamhetens omledning av den naturliga avrinningen innebär för Luossajärvis vattenbalans. En större avbördning till Luossajärvi kan vara möjlig om ytterligare behov föreligger. Miljömässigt är detta möjligt då det tillförda vattnet kommer att vara renare än Luossajärvis vatten. Primär och alternativ utsläppspunkt redovisas i Figur 10.





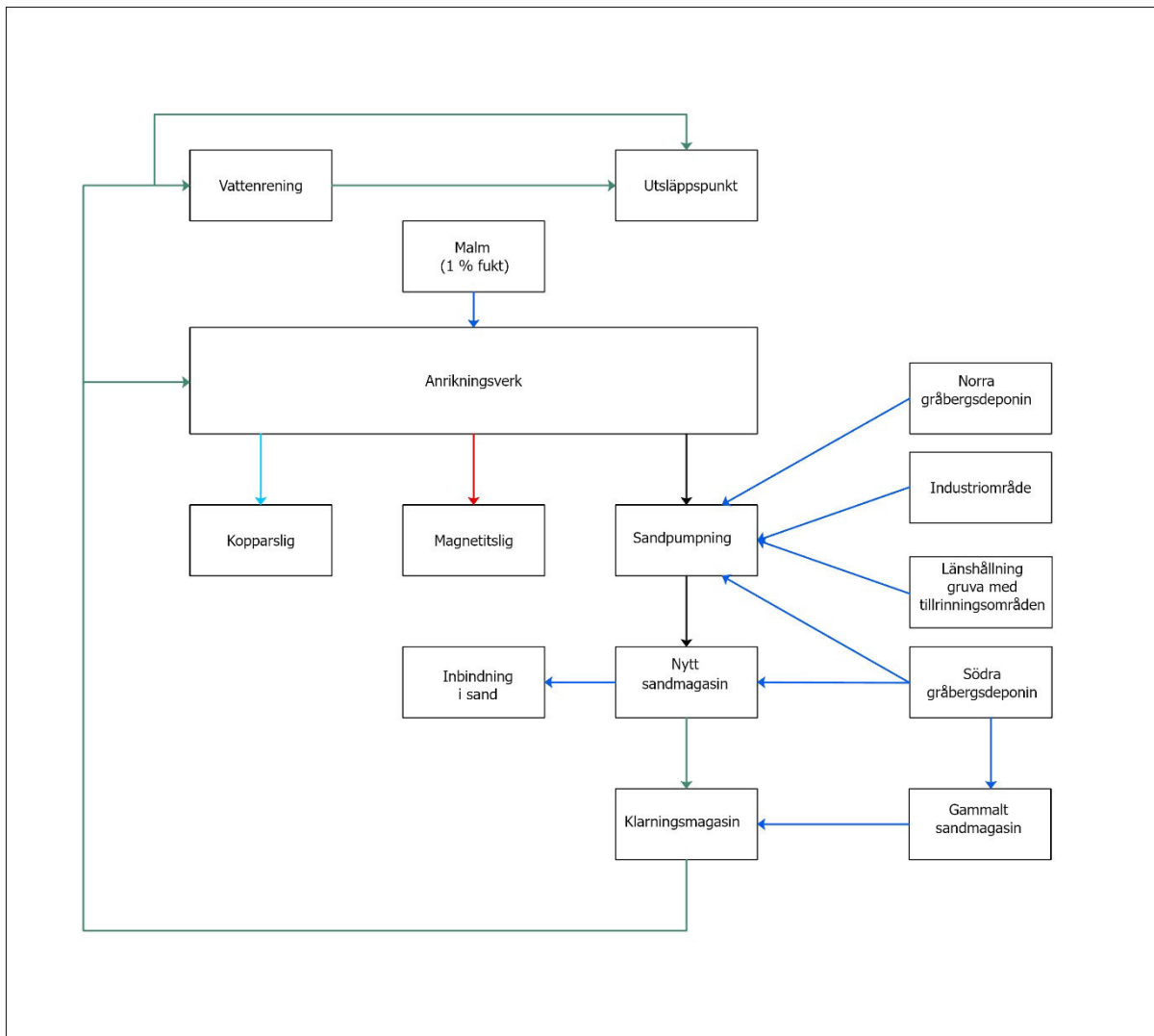
Figur 10 Lokalisering för avbördningspunkter av överskottsvatten. ①: Vid slutet av Luossajärvis utloppskanal med avbördning mot Pahtajoki. ②: Upströms Levjärvi, med avbördning mot Luossajärvi.



6 VATTENBALANS

6.1 Vattenbalansmodell

Verksamhetens vattenhantering så som den är beskriven i avsnitt 5 förenklas till ett koncept där de små bassängerna (pumpbassänger och försedimenteringsbassänger) inte existerar då dess betydelse för vattenbalansen är försumbar. Kvar återstår de stora vattenhanteringsdelarna och källor enligt den schematiska översikten, se Figur 11.



Figur 11 Övergripande vattenbalans

6.1.1 Hydrologi och meteorologi

De hydrologiska och meteorologiska processerna har stor betydelse för verksamhetens vattenhantering. De huvudsakliga processerna som påverkar är ytavrinning, direktnederbörd, snö- och isbildning med efterföljande smältning, samt avdunstning. Ytavrinning, direktnederbörd och avdunstning dikterar den totala volymen som tillkommer till verksamhetens vattenhantering. Snö-

och isbildning/lossning har främst betydelse för den månadsvisa variationen av det tillkommande vattnet.

Ytavrinning, och till viss del avrinning från ytligt grundvattenmagasin har modellerats med hjälp av MIKE-SHE-modellen vilken har kalibrerats mot 4 lokaler avrinningsområde inom gruvområdet innan exploatering. Den kalibrerade modellen uppvisar en avsevärt bättre representation av de faktiska hydrologiska förhållandena och den naturliga avrinningen för verksamhetsområdet än de som redovisas av SMHI för samma område.

Resultat integrerad yt- och grundvattenmodellering

Den kalibrerade modellen har simulerats för blöt-, normal- och torrår. För varje typår så redovisas resultat för ett typår som föregåtts av ett normalår, dvs två års simulering har utförts enligt principen normalår+normalår, normalår+våtår samt normalår+torrår. Det andra året för varje scenario har utvärderats, se Tabell 1.

	Normalår	Blötår	Torrår	Kommentar
Genomsnittliga årsnederbörden	753 mm	877 mm (+16%)	750 mm	
Totala evapotranspirationen	370 mm	376mm (+2%)	387mm (+5%)	Beräkning av PET har inte utförts med metoder drivs av antingen temperatur eller en kombination av temperatur och strålningsbalans. Vilket medför att det inte blir någon skillnad i PET mellan typåren.
Grundvattenbildning	627 mm	780 mm (+24 %)	599 mm (-4%)	
Ytavrinning	327 mm	414 mm (+27%)	308 mm (-6%)	
Grundvattenflöde över randen	101	126 (24%)	95 (-6%)	
Grundvattenmagasinet	-18 mm	- 9 mm	-22 mm	
Totala specifika avrinningen (ytvattenavrinning + grundvattenavrinning)	428 mm	540 mm	403 mm	
R/P-kvot	0,57	0,62	0,54	Kvoten mellan totala avrinning och nederbörd

Tabell 1 Sammanställning av utvärdering

Under såväl blöt- som torrår är den totala evapotranspirationen¹ något större än under normalår. Orsaken till att den totala evapotranspirationen inte varierar i någon större grad mellan de tre

¹ Evapotranspiration = avdunstning av vatten från en bevuxen markyta



typåret är att det är samma potentiella avdunstning (PET) som driver modellen för de tre typårssimuleringarna.

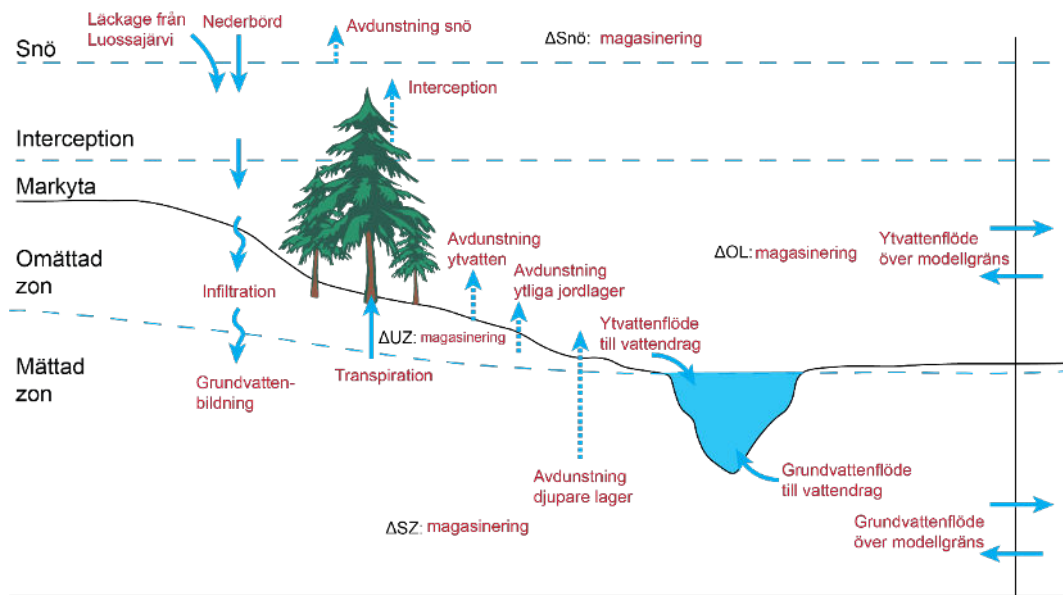
Eftersom den totala evapotranspirationen inte är mycket större under blötåret blir grundvattenbildningen under blötåret större än under normalåret. Under torråret är skillnaden lika stor som skillnaden i nederbörd.

Den ökade grundvattenbildningen under blötåret resulterar i en ökad ytavrinning. Vidare minskar ytavrinning under torråret jämfört med normalåret.

Det uppstår även en magasinförändring under det år som utvärderats för respektive typår. Då de utvärderade åren alltid föregås av ett normalår så återspeglar magasinförändringen den förändring som sker när ett normalår följs av respektive typår. Om dessa typår skulle cyklas under många på varandra följande år skulle magasinförändringarna bli försumbara. Den största ändringen sker i grundvattenmagasinet vilket minskar för respektive typår, minskningen redovisas i Tabell 1 ovan. Små magasinförändringar på någon mm sker i den omättade zonen i de tre fallen. Eftersom snö ackumulerar eller smälter precis innan brytpunkten för det hydrologiska året så uppstår även en ändring i snömagasinet på mellan 12 och 16 mm beroende på typår.

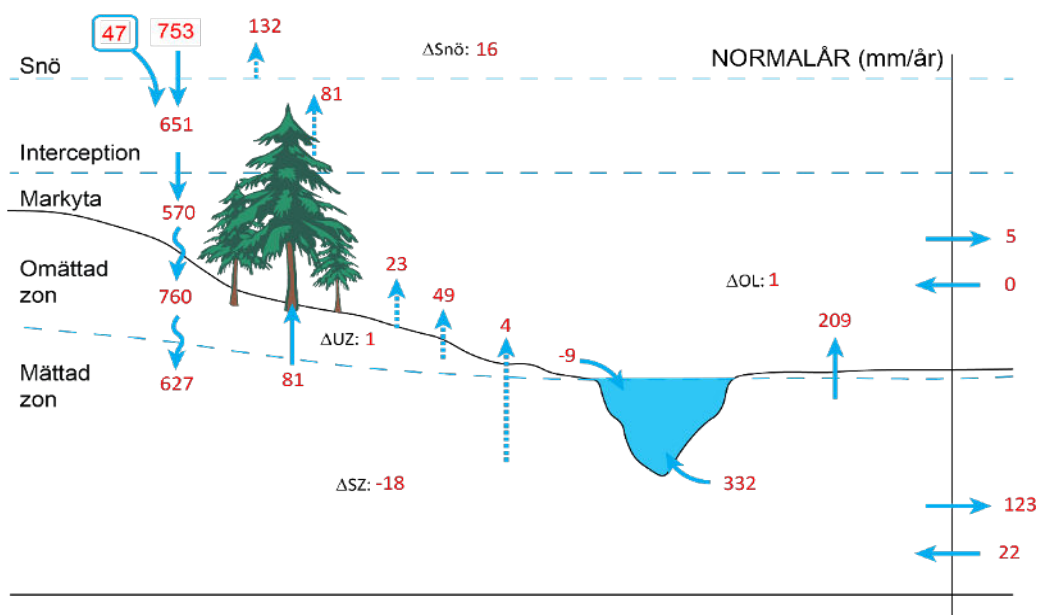
Den totala specifika avrinningen (ytvattenavrinning + grundvattenavrinning) ger en R/P-kvot under normalåret på 0,57 vilket är samma värde som uppskattats för R/P-kvoten i DHIs konceptuella modell. Under ett torrår avdunstar cirka hälften av nederbörden medan en något större del bildar yt- och grundvattenavrinning under normal och blötår.

Vattenbalanser för hela det lokala modellområdet redovisas för ett hydrologiskt normalår, se Figur 13. Siffrorna är beräknade som årsmedelvärden i enheten mm/år normaliserat över modellområdets area. En figur med förklaringar till de olika posterna redovisas i Figur 12.



Figur 12 Figur över de olika posterna i vattenbalansen





Figur 13 Vattenbalans i mm/år över modellerat normalår

6.1.2 Dagbrott

Dagbrotten kommer att behöva länshållas både när brytning sker i själva dagbrotten men även när brytningen fortsätter i underjordsgruvan. Det antas att dessa kommer länshållas under sin livstid. Ingen länshållning sker utanför brytningsåren för respektive dagbrott. Ett länshållningsbehov uppstår på grund av grundvatteninläckage och direktnederbörd. Grundvatteninläckaget för respektive dagbrott beräknas med hjälp av en grundvattenmodell, se Bilaga B3. Modellen simulerar grundvatteninläckaget vid samtidigt fullt utbrutna dagbrott och således det maximala totala grundvatteninläckaget.

I Tabell 2 nedan redovisas min, max och medelflöde till varje malmkropp samt transportzonen för de olika typåren. Med transportzon menas området mellan malmkropparna i B- och D-zonen. I transportzonen finns inget dagbrott.

Typår	Zon A dagbrott m ³ /h	Zon B dagbrott m ³ /h	Zon D dagbrott m ³ /h	Totalt dagbrott m ³ /h
Normalår				
Medel	4	2	44	50
Torrår				
Medel	3	2	32	37
Våtår				
Medel	6	3	58	67

Tabell 2 Sammanställning av inflödet till dagbrott

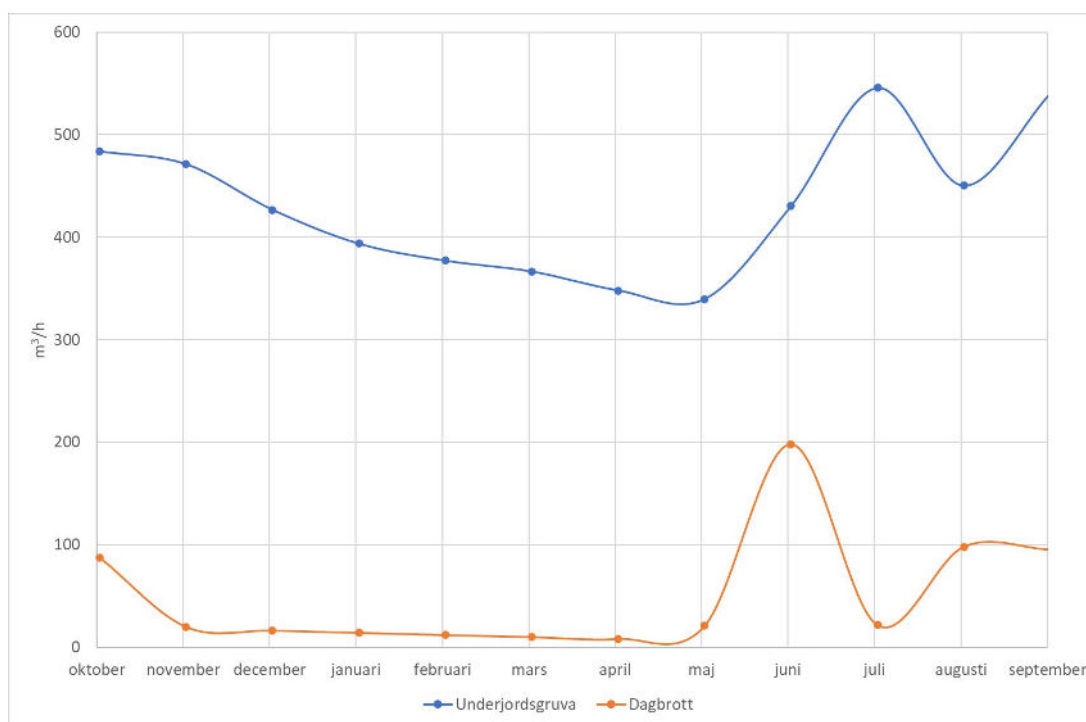
De beräknade inflödena för normalår till dagbrotten uppgår till i:

- A-zonen 4 m³/h vilket motsvarar 8% av det totala inflödet,

- B-zonen 2 m³/h vilket motsvarar 4% av det totala inflödet, och
- D-zonen uppgår till 44 m³/h vilket motsvarar 88% av det totala inflödet.

Det största dagbrottsinflödet sker i D-zonens malmkropp. Detta dagbrott är både störst till sin utsträckning samt djupast.

Det totala inflödet för dagbrotten är ett medelflöde om 50 m³/h. Inflödet varierar över året och når sitt maximum i samband med snösmältningen. Flödestoppen i dagbrotten inträffar före den i underjordsgruvan vilken är förskjuten på grund av att processerna i det djupare berget är långsammare. Inflödet varierar under sommarperioden för att stadigt sjunka under perioden oktober till april, se Figur 14 nedan.



Figur 14 Inläckage till underjordsgruva respektive dagbrott för en årscykel, normalår.

6.1.3 Underjordsgruva

Grundvatteninläckaget till gruvan beräknas med hjälp av en grundvattenmodell, se Bilaga B3. Modellen simulerar det maximala grundvatteninläckaget vid samtidigt fullt utbrutna dagbrott och underjordsgruva.

I Tabell 3 nedan redovisas min, max och medelflöde till varje malmkropp samt transportzonen för de olika typåren. Med transportzon menas området mellan malmkropparna i B- och D-zonen.

	Zon A Underjords- gruva m ³ /h	Zon B Underjords- gruva m ³ /h	Zon D Underjords- gruva m ³ /h	Transportzon Underjords- gruva m ³ /h	Totalt Underjords- gruva m ³ /h
Typår					
Normalår					
Medel	70	157	109	95	431
Torrår					
Medel	69	156	112	95	432
Våtår					
Medel	74	166	133	98	471

Tabell 3 Sammanställning av inflödet till underjordsgruvan

De beräknade inflödena för normalår till underjordsgruvan;

- A-zonen uppgår till 70 m³/h vilket motsvarar ca 16% av det totala inflödet
- B-zonen uppgår till 157 m³/h vilket motsvarar ca 36% av det totala inflödet
- D-zonen uppgår till 109 m³/h vilket motsvarar ca 25% av det totala inflödet,
- Transportzonen uppgår till 95 m³/h vilket motsvarar ca 22% av det totala inflödet.

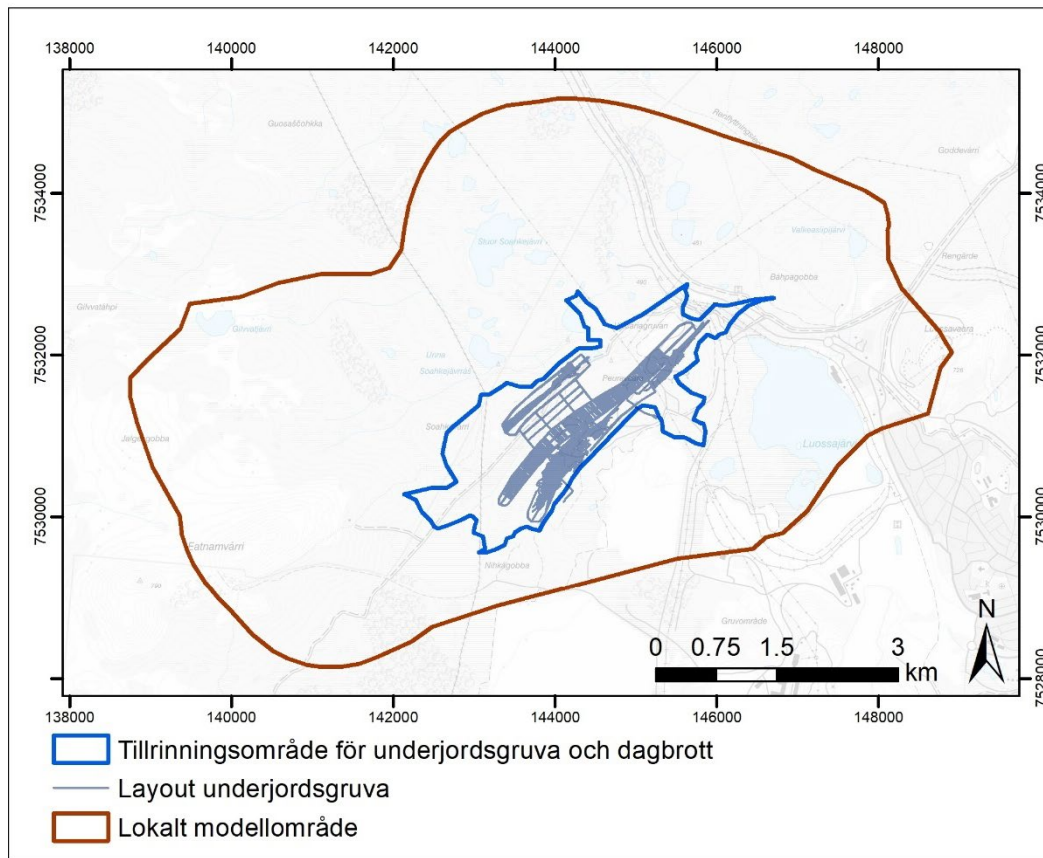
Medelinflödet till alla underjordsdelar under torråret ligger i samma nivå som under normalåret medan alla underjordsdelar ökar under våtåret. I D-zonen ökar dock medelinflödet marginellt i underjordsdelen under torråret, detta beror på inomårsdynamiken i nederbörd, snösmältning och grundvattenbildning samt magasinsegenskaper i berget kring gruvan.

Det totala inflödet till underjordsdelen ligger i medeltal på 431 m³/h. Inflödet varierar över året och når sitt maximum i samband med snösmältningen. Inflödet varierar under sommarperioden för att stadigt sjunka under perioden oktober till april, Figur 14 ovan.

Dagbrott och underjordsgruvan – totala inflödet

Utbredningen på tillrinningsområdet, det område från vilket inflödande grundvatten till gruvan kommer ifrån, redovisas i Figur 15.





Figur 15 Tillrinningsområde för underjordsgruvan och dagbrott (Bild: DHI)

Sammanställning av det totala inflödet till både underjordsgruva och dagbrott i alla malmkroppar för de olika typåren redovisas i Tabell 4.

	Totalt Underjordsgruva m ³ /h	Totalt dagbrott m ³ /h	Totalt Underjordsgruva och dagbrott m ³ /h
Typår			
Normalår			
Medel	431	50	481
Torrår			
Medel	432	37	469
Våtår			
Medel	471	67	538

Tabell 4 Sammanställning av det totala inflödet till dagbrott och underjordsgruvan

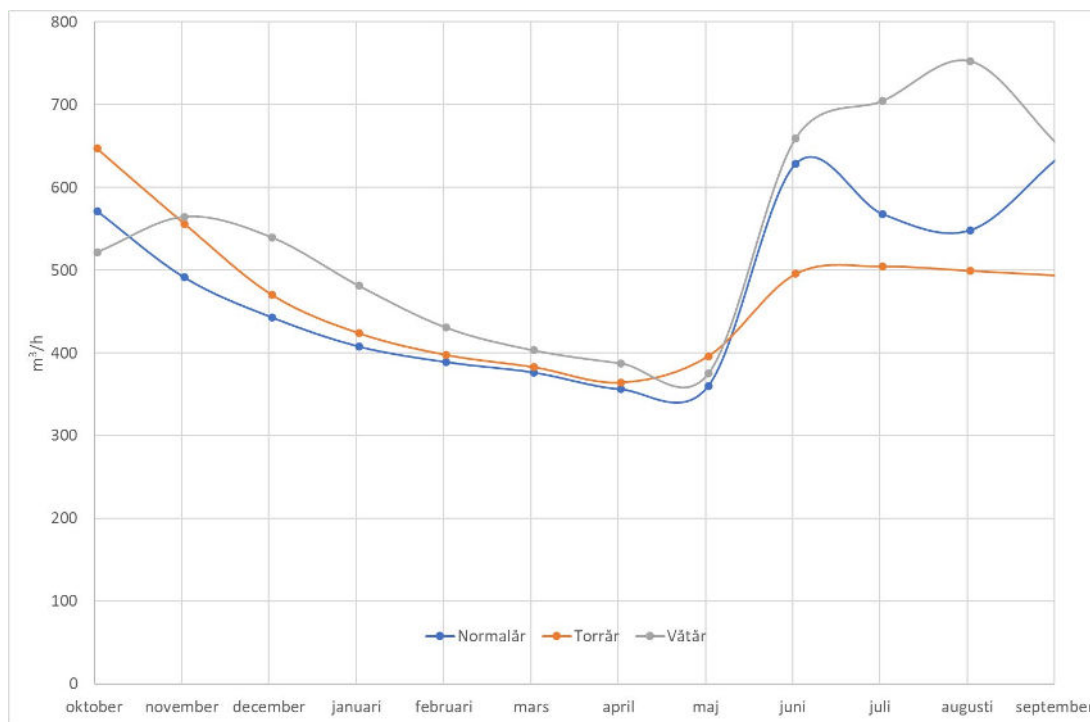
De beräknade inflödena för dagbrott och underjordsgruvorna för normalår uppgår till i 481m³/h. Varav av inflödet till;

- underjordsgruvorna utgör 431 m³/h vilket motsvara 90 % av det totala inflödet

- Dagbrotten utgör 50 m³/h vilket motsvara 10 % vilket av det totala inflödet

Figur 16 nedan visar att:

- Basflödet under höst och vinterperioden är högst för våtåret och nästan lika för torr- och normalår
- Flödesökningen under sensvåren är högst för våtåret och lägst för torråret
- Under våtåret inträffar en flödestopp under sensommaren och denna överstiger det inflöde som uppstår i samband med snösmältningen för våtåret,
- Under torråret ökar inflödet succesivt under våren och ligger på ungefär samma nivå under hela sommaren innan det börjar sjunka i början på hösten.



Figur 16 Totalt inflöde till underjordsgruva och dagbrott i för normalår, torrår och våtår

Produktionsdränering

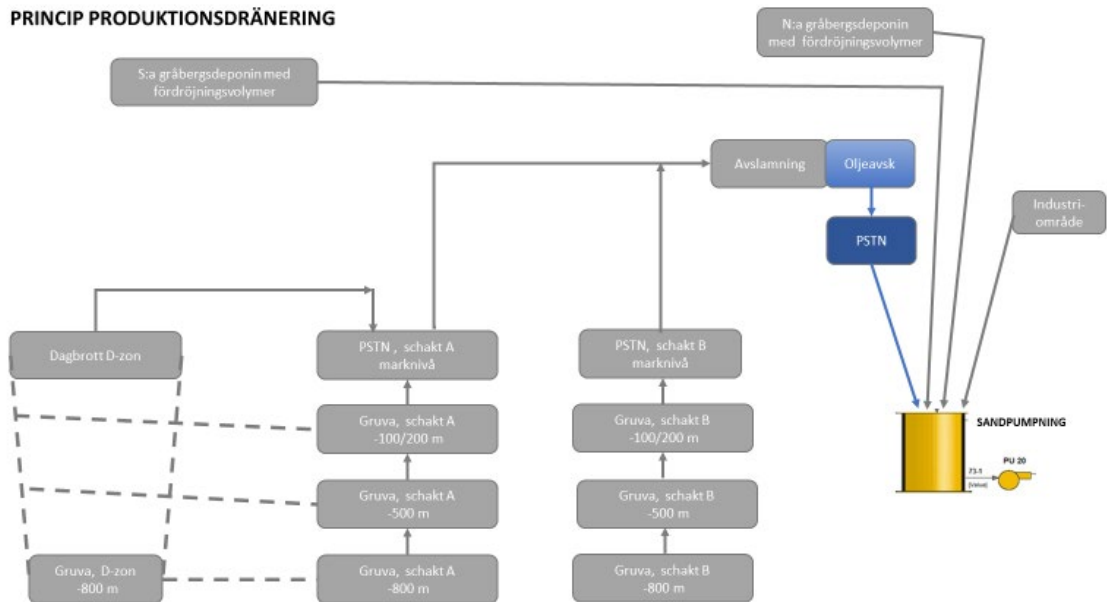
Flöden som ska uppfordras från gruvan består av följande:

- Grundflöden med tillskott från områden 08, 09, 12 samt 13
- Tillskott på ca 18% från området 10
- Tillskott på ca 5% från Norra gråbergsdeponin (området 06)
- Tillskott på ca 7 % från Södra gråbergsdeponin (området 07a)
- Borrsvatten till underjordsgruvan och dagbrott med ett flöde om 16,6 m³/h

Uppförningen planeras att utföras i två anläggningar via schakt eller borrhål:

- Södra uppförningen 85% av flödet varav 54% av det totalaflödet från södra uppförningen kommer från nya det nya dagbrottet
- Norra uppförningen 15% av flödet

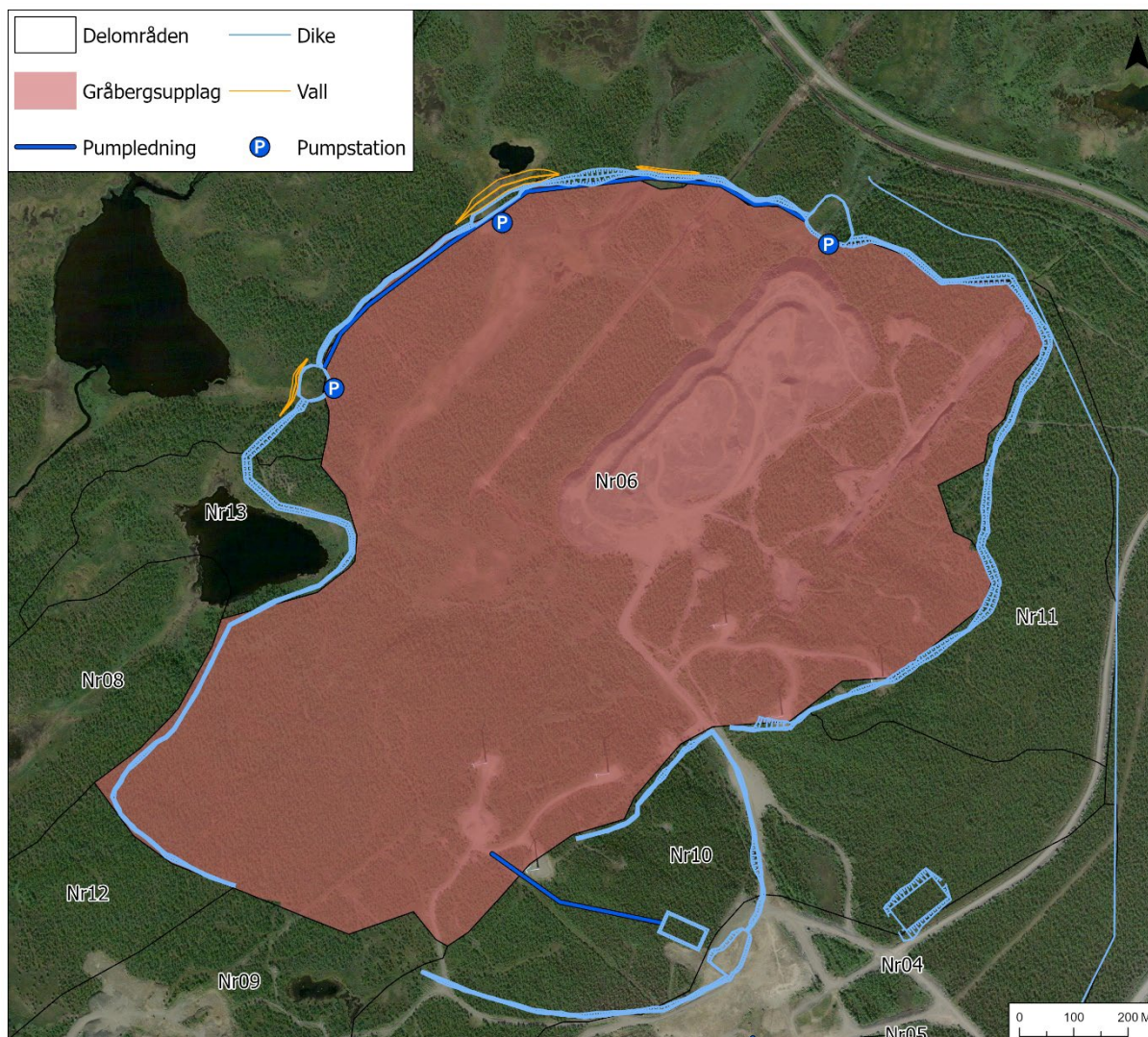
Vattnet leds till en gemensam anläggning för slam- och oljeavskiljning. Principen för produktionsdräneringen redovisas i Figur 17.



Figur 17 Princip för produktionsdränering, Bildkälla: Processvattensystem beskrivning med kalkyler, SWECO, 2021-12-28

6.1.4 Norra gråbergsdeponin

Från Norra Gråbergsdeponin bedöms en mindre del vatten (5 %) rinna ner i gruvan. Övrigt vatten samlas upp i diken längs foten på deponin. Dikena mynnar ut i fördröjningsvolymerna från vilka vatten pumpas vidare till pumpstationen vid anrikningsverket. Samtransport och samdeponering med "avfall" från anrikningsverket med högt pH (10) förutsätts ha en renande effekt på vatten från Norra gråbergsdeponin. Vidare förväntas fastläggning av föroreningar i vatten från Norra gråbergsdeponin i det nya sandmagasinet, se Figur 18.



Figur 18 Vattenhantering inom Norra Gråbergsdeponin

För hantering av vattnet planeras flera pumpstationer installeras inom området. Sammanlagd pumpkapacitet från Norra gråbergsdeponin har ansatts till ca 560 m³/h.

Pumpstation 6.5 måste klara detta plus tillfört vatten från gruvan, totalt ca 1200 m³/h.

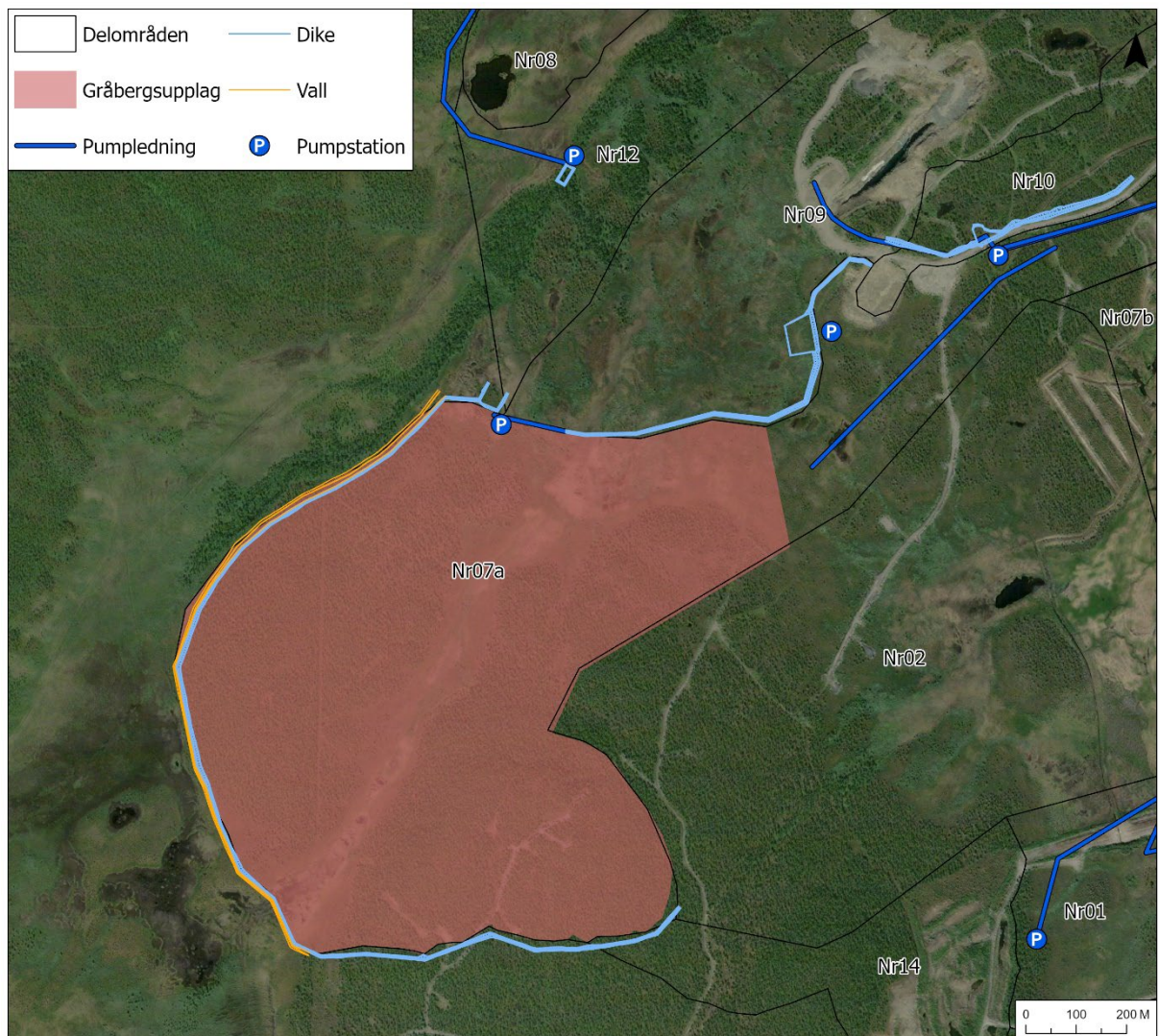
Avrinningen från Norra gråbergsdeponin beräknas till 0,55 Mm³/år. Volymen representerar medelflödet under ett normalår

6.1.5 Södra gråbergsdeponin

Hantering av vatten inom Södra gråbergsdeponin kommer att ske enligt följande:

- Övervägande delen, 77% av vattnet, kommer att pumpas till det nya sandmagasinet antingen direkt eller via sandpumpningen,
- 4% av vattnet kommer att ledas med självfall till det gamla sandmagasinet,
- 12% av vattnet kommer att ledas i diken till det nya sandmagasinet, och
- 7% av vattnet kommer att avbördas mot dagbrott B-zon.

Vatten som ska pumpas, samlas upp i diken längs foten på deponin. Dikena mynnar ut i fördröjningsvolymerna från vilka vatten pumpas vidare enligt ovan, se Figur 19.



Figur 19 Översikt över område 07a, Södra gråbergsdeponin

För omhändertagande av vattnet kommer flertalet pumpstationer anläggas inom området. Sammanlagd pumpkapacitet från Södra Gråbergsdeponin har ansatts till ca 270 m³/h.

Avrinningen från Södra gråbergsdeponin 0,4 Mm³/år. Volymen representerar medelflödet under ett normalår.

6.1.6 Anrikningsverk

Pumpstationen vid anrikningsverket ska förutom att den pumpar ut sand och överskottsvatten från anrikningsverket till nya sandmagasinet även hantera vattenflöden från följande områden:

- Gruvan med tillflöden,
- Norra gråbergsdeponin,
- Avrinningsområden till och från industriområdet (Område 04, 05, 10) med läckagevatten från diken runt befintliga dammar,
- Södra gråbergsdeponin, och
- Slam från vattenreningen

Preliminärt installeras två linjer i drift samt en linje i reserv vardera med kapacitet för slurry, max 1700 m³/h. Vid behov tillsätts spädvatten om flöden understiger kritisk flödes hastighet.

Vidare beräknas anrikningsprocessen nyttja följande volymer vatten per år;

- Kopparslig – 0,012 Mm³
- Magnetitlig – 0,032Mm³
- Sandpumpning – 14,06 Mm³ vatten samt 14,95 Mm³ slurry

Utgående slig har en beräknad fukthalt på 7% medan anrikningssanden som uppkommer som restprodukt i processen förväntas ha en fastgodshalt på 35 vikt-%.

Uppfordrat vatten från gruvan (processvatten samt malmfukt) bedöms täcka det behov som uppstår i form av avdunstning, inbindning i sandmagasin samt avgång av vatten i de vattnade koncentraterna. Detta innebär att det inte kommer uppstå något behov av externt råvatten.

6.1.7 Nytt sandmagasin

Anrikningssandens fastgodshalt beräknas till ett genomsnitt på 63%.

Utförda beräkningar visar att uppskattad volym till sandmagasinet uppgår till (per år):

- 14,06 Mm³ vatten
- 14,95 Mm³ slurry

Vid kalla temperaturer (dvs <0 C) antas 2/3 av vattnet i anrikningssanden att frysa, resterande avvattnas som vid varma temperaturer. Av de 2/3 smälter 2/3 i maj och 1/3 kommer i början av augusti.

Den kontinuerliga deponeringen innebär sannolikt att permafrost uppstår i sandmagasinet (Knutsson, 2018). Dock bedöms detta vatten att bestå av sandens permanenta porvatten och påverkar således inte avrinningen från sandmagasinet.

Snö som faller på sandmagasinet hanteras av DMI-modellen separat från anrikningssandens frysningsberäkningar.

Dränerat vatten från sandmagasinet planeras att hanteras enligt följande:



- Lågpunkt 1 – Vatten pumpas till klarningsmagasinet för klarning och magasinering.
- Lågpunkt 2 - Vatten pumpas till självfallsledning mot sandmagasinets nordvästra-del för att sen ledas till pumpstation i Lågpunkt 1.



Figur 20 Vattenhantering kring sandmagasin

6.1.8 Gamla sandmagasinet

Till det gamla sandmagasinet, förutom nederbörd, kommer vatten från följande områden:

- Vatten från område 7b
- Södra gråbergsdeponin
- Avrinningsområden inom industriområdet

Området längst mot söder planeras att schaktas ur för att möjliggöra en eventuell re-mining. Området kan därefter komma att erosionsskyddas för att nyttjas som fördröjningsmagasin för området.

Baserat på ovanstående har kapaciteten för pumpstation för detta område ansatts till 180 m³/h.



6.1.9 Klarningsmagasin och processvatten

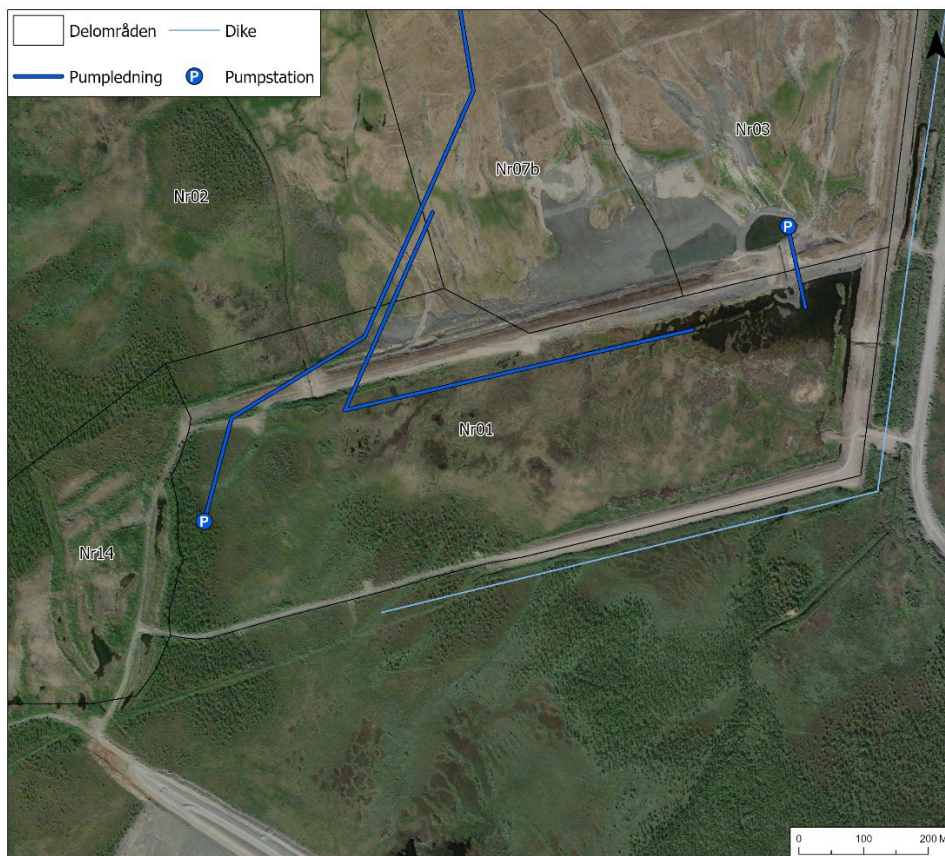
Vatten pumpas in i Klarningsmagasinet från pumpstationerna inom det nya samt gamla sandmagasinet. Klarningsmagasinets volym har en reglerbar kapacitet mellan 240 000 m³ till 600 000m³. Denna volym används för att via ett styrschema som följer det hydrologiska medelårets normala variationer erhålla ett så jämnt utflöde som möjligt och på så sätt jämna ut flödestoppar, se Figur 24. Detta är positivt för både reningsanläggningen som kan nyttjas på bästa sätt och för att minska det utgående flödets korttidsvariationer. Processvatten magasinerar i en vattentank med en volym på 1000 m³.

I klarningsmagasinets östra del planeras en platsbyggd pumpstation med dränksäkra pumpar som vid behov pumpar vatten upp till en tryckstegringsstation väster om klarningsmagasinet. Från pumpstationen pumpas vattnet vidare till en vattentank i anrikningsverket.

Vattentanken magasinerar vatten till följande verksamheter:

- borrhvatten till gruvan
- vatten för begjutning av vägar för att reducera damning
- kylvatten till utrustning som kräver vattenkylning

Nedersta delen av vattentanken reserveras för "brandvatten". Brandvattnet pumpas till separat system med separat pump med reservenhet. Överskott av vatten avleds till recipient efter erforderlig rening, antingen genom självtryck från anrikningsverkets vattentank eller genom pumpning.



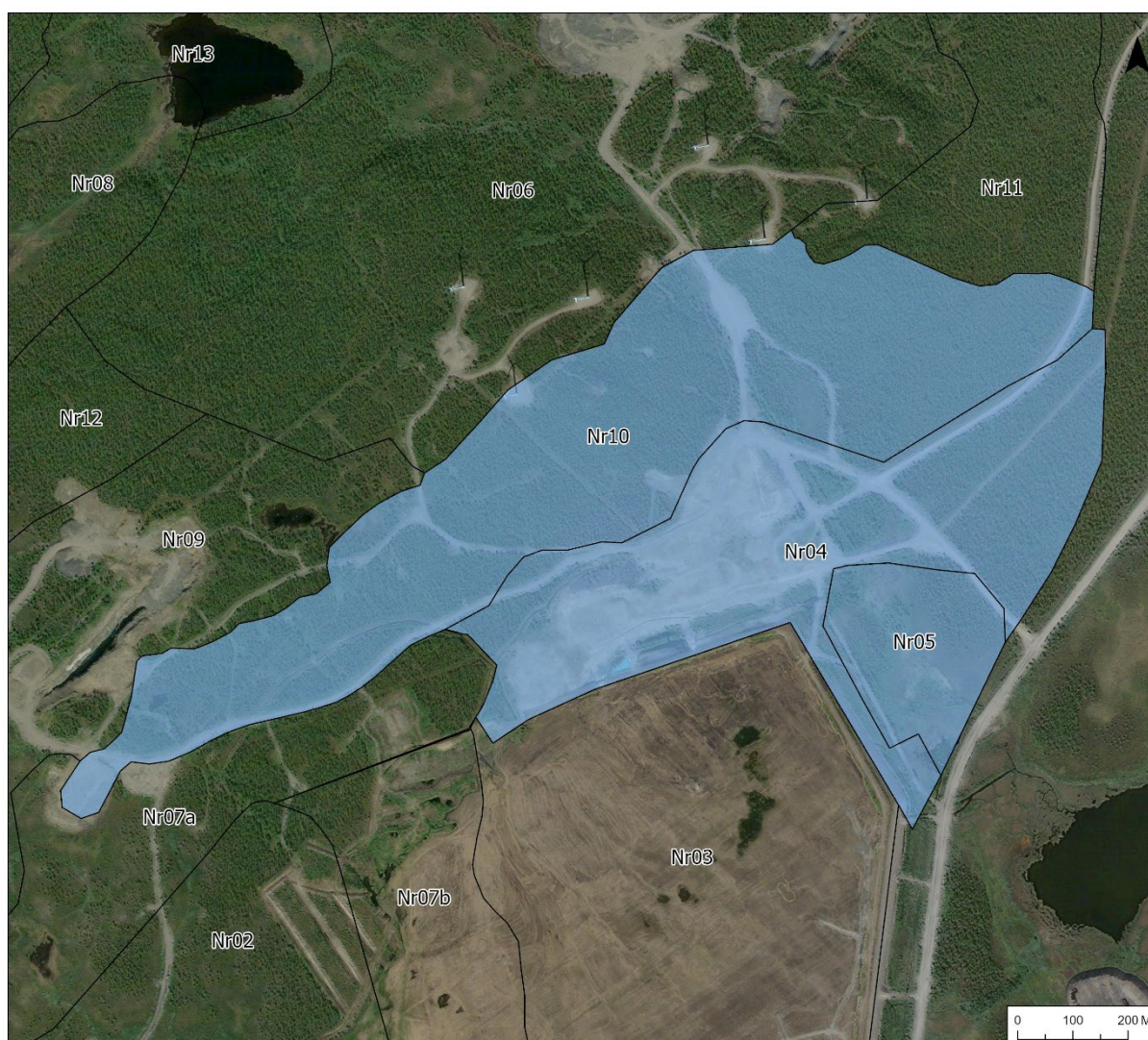
Figur 21 Klarningsmagasin med preliminär placering av pumpstation och ledning till vattentank i anrikningsverket

Erforderlig kapacitet har uppskattats utifrån preliminära simuleringar baserat på våtår samt för år med 30-årsregn. Pumpkapaciteten är satt till ett flöde om 2200 m³/h.

Delar av klarningsmagasinet antas frysa under vintern. Isbildning i dammar och magasin innebär att vatten blir otillgängligt tills issmältning. Volymen is förenklas till att motsvara volymen vattenmängd som isen innehåller. Isbildningen innebär numeriskt att den effektiva volymen på magasin och dammar sänks. I den numeriska beräkningsmodellen antas isläggning påbörjas från 1 oktober och utvecklas linjärt till och med sista april. Av SMHI bedöms små sjöar frysa med en medeltjocklek på 80 cm vid isens högsta tjocklek under vinterperioden. Islossning påbörjas 1 maj där smältningen för all is sker över 30 dagar.

6.1.10 Avrinningsområden till och från industriområdet

Område 04, 05 och 10 är centralt placerade inom industriområdet, se Figur 7. Vattenhanteringen kommer att hanteras gemensamt för dessa områden. Pumpstation inom område 05 pumpar vattnet till pumpstationen i anrikningsverket. Ansatt kapacitet på pumpen är satt till 180 m³/h.



Figur 22 Område Nr 04, Nr 05 och Nr 10

Flöden kommer att hanteras gemensamt med fördelning enligt följande:

- 100 % av flöden från område 4 och 5
- Område 10 fördelar enligt följande:
 - 18 % kommer att ledas västerut mot området för dagbrotten
 - 13 % av allt vattnet leds mot det Gamla sandmagasinet utan någon större möjlighet till fördröjning.
 - 31 % av vattnet leds mot Gamla sandmagasinet
 - 25 % av allt vatten går mot uppsamlingen för område 4 och 5
 - 13 % av allt vattnet leds österut i samma dike som hanterar vatten från område 11
 - Tillskott från pumpstation i dike för att samla upp vatten från läckage från befintliga dammar vid klarningsmagasin och befintligt sandmagasin. Uppskattat flöde 0,38m³/h.

6.1.11 Dagvattenhantering

Pumpstation för uppsamling av läckage från befintligt uppsamlingsdike söder och öster om befintliga dammar.

Läckage från dessa diken är uppskattat till 0,38 m³/h

6.1.12 Råvatten

Inget externt intag av råvatten bedöms behövas då recirkulation av i gruvan inläckande vatten tillsammans med användning av vatten från klarningsmagasinet bedöms vara tillräckligt för att förse verksamheten med produktions- och processvatten samt vatten för sanddeponering.

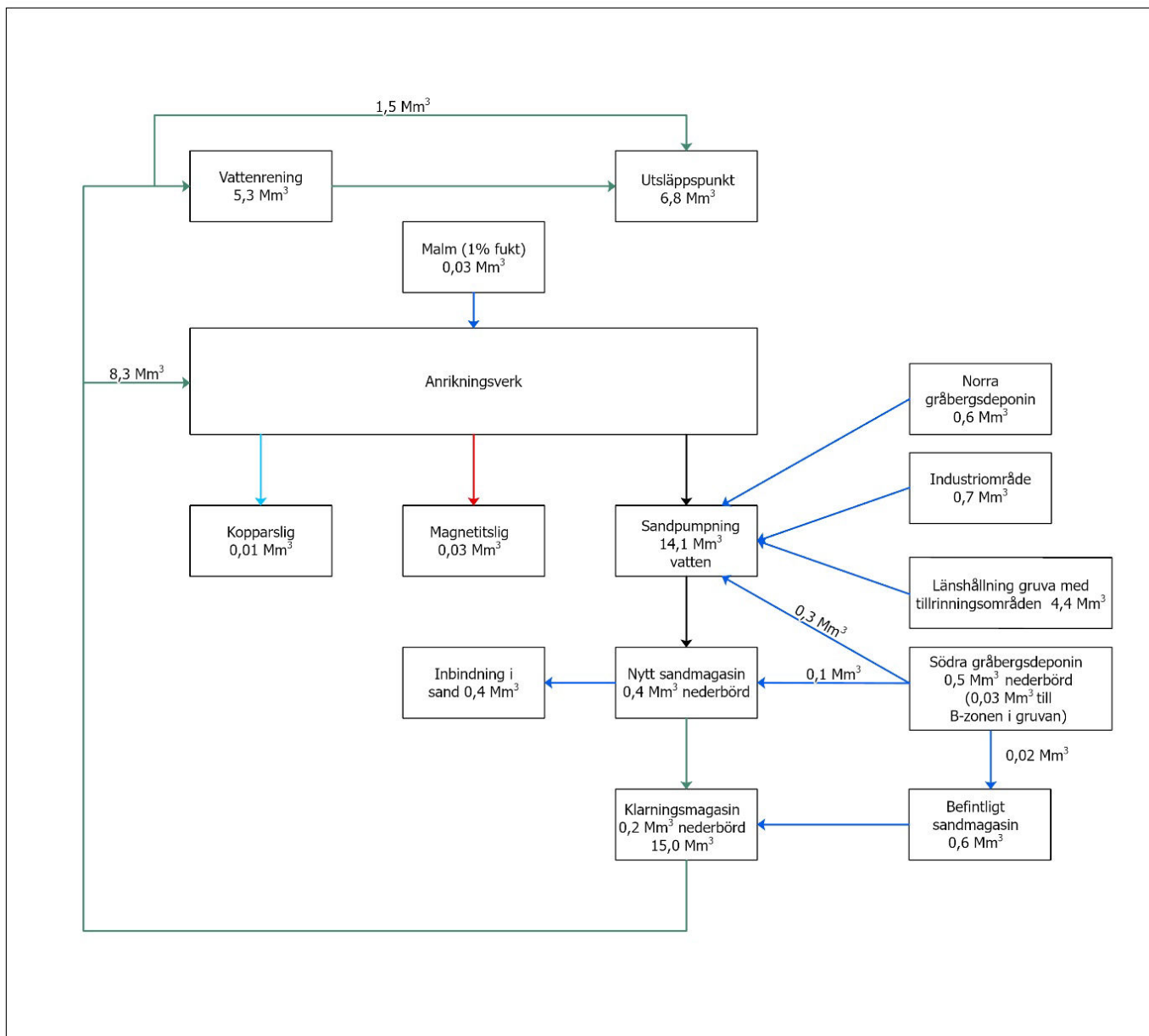


6.2 Sammanställning Vattenbalans

6.2.1 Årlig vattenbalans

Sammanställning av vattenbalansen redovisas i Figur 23.

Blåa linjer visar på flöden av vatten såsom inläckage från gruvorna, avrinning från gråbergsdeponier och övriga ytor samt inläckage från befintligt sandmagasin. Gröna linjer visar på flöden från processen och som går via det nya sandmagasinet och klarningsmagasinet. Vatten från klarningsmagasinet recirkuleras i processen. Överskottet går till recipient. Svartalinjer visar flödet av sand från anrikningsprocessen. För att minska andelen tillsatt råvatten i anrikningsprocessen kommer delar av processvattnet att recirkuleras inom anrikningsprocessen (redovisas ej i nedanstående vattenbalans).



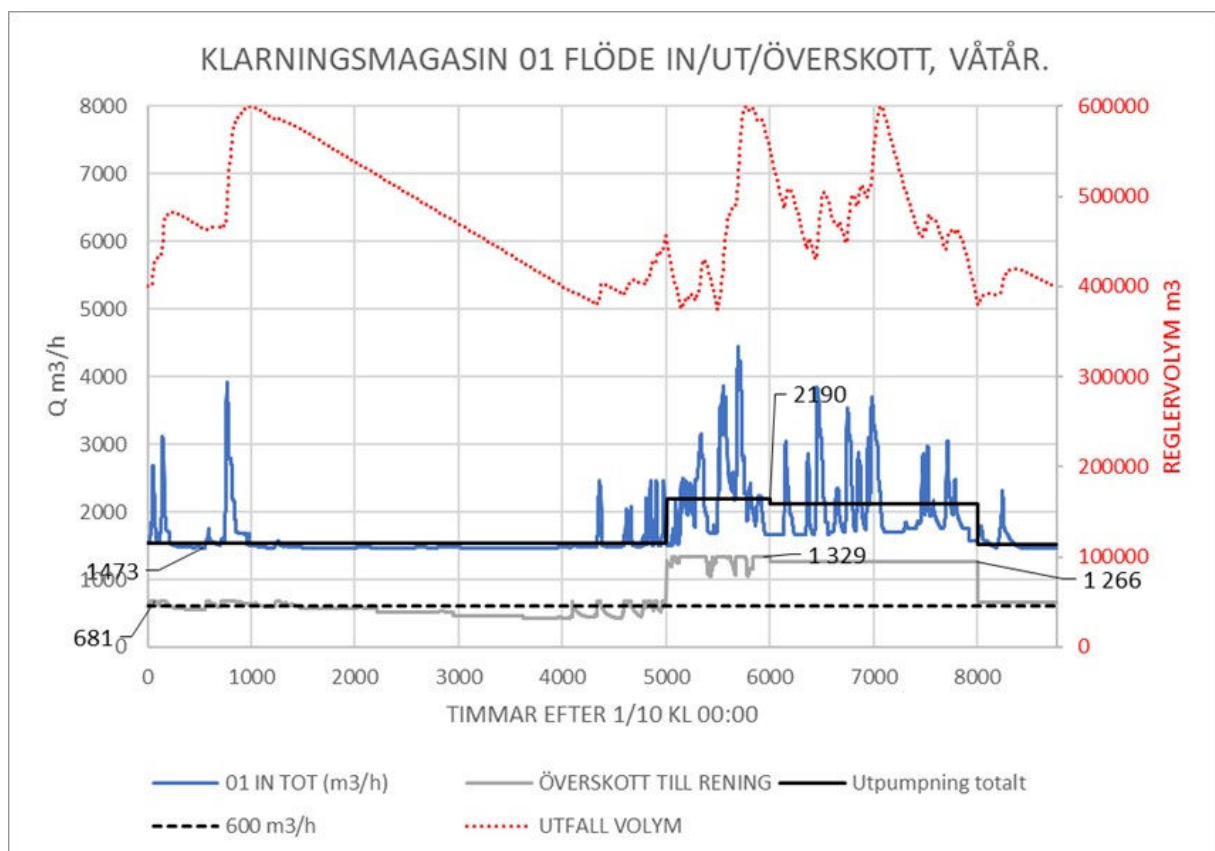
Figur 23 Vattenbalans årsvis baserat på ett normalår – beräknade flöden

6.3 Vattenrening

Copperstone håller för närvarande på att utvärdera två alternativa reningslösningar från SWECO och Teollisuuden Vesi. De nedanstående förslagen på vattenrening skall därför ses som en idéstudie. Kväverening har för närvarande exkluderats från systemlösningen men utredning pågår.

6.3.1 Systemlösning och flödesreglering

Vatten från klarningen pumpas till reningsanläggningen med ett flöde av 600 m³/h. Klarningsmagasinets överskottsvolym kommer att användas som regleringsvolym för att erhålla ett så jämnt överskottsflöde som möjligt. Genom att magasinera vatten under högflödesperioder och avbörda detta under lågflödesperioder kan samtliga korttidsvariationer i flödet elimineras. Detta styrs genom att reglera hur mycket vatten som totalt pumpas ur klarningsmagasinet över året. Flödet delas upp i en del som recirkuleras som processvatten och en del som består av överskottsvatten som pumpas till reningsanläggningen, se Figur 24. Tillvägagångssättet har klara miljömässiga fördelar då vatten inte avbördas orenat när låga flöden råder i recipienten och ett halttillskott skulle medföra en negativ ekologisk påverkan.

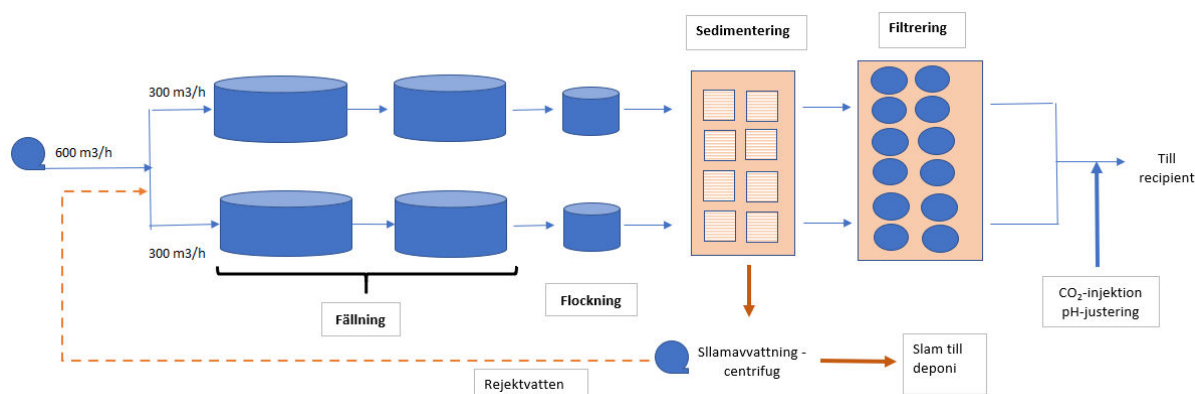


Figur 24 Klarningsmagasinets volym, inflöde, utflöde samt flöde till rening över ett hydrologiskt år.

6.4 Vattenrening med kemisk fällning

6.4.1 Processlösning

Den föreslagna lösningen består av kemisk fällning, flockning, sedimentering och sandfiltrering. Reningsmetoden är en stabil och väl beprövad process. Avvattning av slam genom centrifugering se Figur 25.



Figur 25 Processlösning

Kemisk fällning

Kemisk fällning består av följande steg:

- pH-justering under snabbinblandning
- Tillsats av flockningsmedel (polymer) under snabbinblandning
- Flockning under långsam omrörning

Den vanligaste processutformningen för konventionell kemisk fällning består av två reaktionstankar och en flockningstank. I den första reaktionstanken tillsätts pH-justeringskemikalie, i vilken metallfällningen startas. Processen fortsätter i den andra reaktionstanken. I en efterföljande flockningstank tillsätts flockningsmedel innan vattnet till leds vidare till sedimenteringssteg.

Reaktorvolymerna i anläggningen är satta utifrån uppehållstid på 30 min i varje reaktionstank för att säkerställa god effekt på reningen.

Sedimentering

Efter den kemiska fällningen sker sedimentering i form av lamellsedimentering vilken är en kompakt anläggning med god effektivitet.

Vid sedimentering är det en partikels sjunkhastighet som avgör hur stor yta en sedimentering behöver ha för att kunna avskilja den aktuella partikeln. För att avskilja en partikel måste sjunkhastigheten mot botten vara högre än hastigheten i horisontalled mot utloppet.

Filtrering

Från lamellseparatorer går flödet med självfall och fördelas till parallellt placerade kontinuerligt spolande uppströmsfilter. Syftet med filtreringen är att avskilja de partiklar som har för låg sjunkhastighet för att avskiljas vid lamellsedimenteringen. Normalt avses då små partiklar eller partiklar med låg densitet.

Slamhantering

I lamellsedimenteringen avskiljs utfällda metallhydroxidpartiklar och samlas upp i en slamficka, varifrån slammet pumpas till förtjockare för att höja torrhalten från ca 0,5–1 % TS till ca 4–5 % TS. Efter förtjockning avvattnas slammet till en torrhalt på upp till ca 30 %. Avvattnat slam matas ut till utlastning i container uppställda i ett uppvärmt utrymme. Avskilt vatten innehåller oftast resthalter av metaller och behöver pumpas tillbaka till neutralisationstankar för ytterligare rening.

Deponering av slam kommer att utföras på följande sätt:

- Vid normal drift när samdeponering med anrikningssand kan utföras.
- Samdeponering med anrikningssand i sandmagasinet, avser förtjockat slam från underlopp förtjockare (ca 4% TS).
- Vid uppstart och tömning av gruvan samt för efterbehandlingsskede
- Deponering på en anvisad yta i gamla sandmagasinet, avser förtjockat och avvattnat slam från centrifuger (ca 30% TS).

6.4.2 Reningsgrad

Tabell 5 nedan redovisar förväntade reningshalter.

	Ingående halt bräddvatten	Förväntad halt i renat vatten
Kobolt	4,1	0,2–2,0
Koppar	23	1,5–2,0
Sulfat	138	Ingen renings föreslås
Uran	3,7	ca 2,0
Zink	43	4–10

Tabell 5 Reningsgrad med kemisk fällning, flockning, sedimentering och sandfiltering

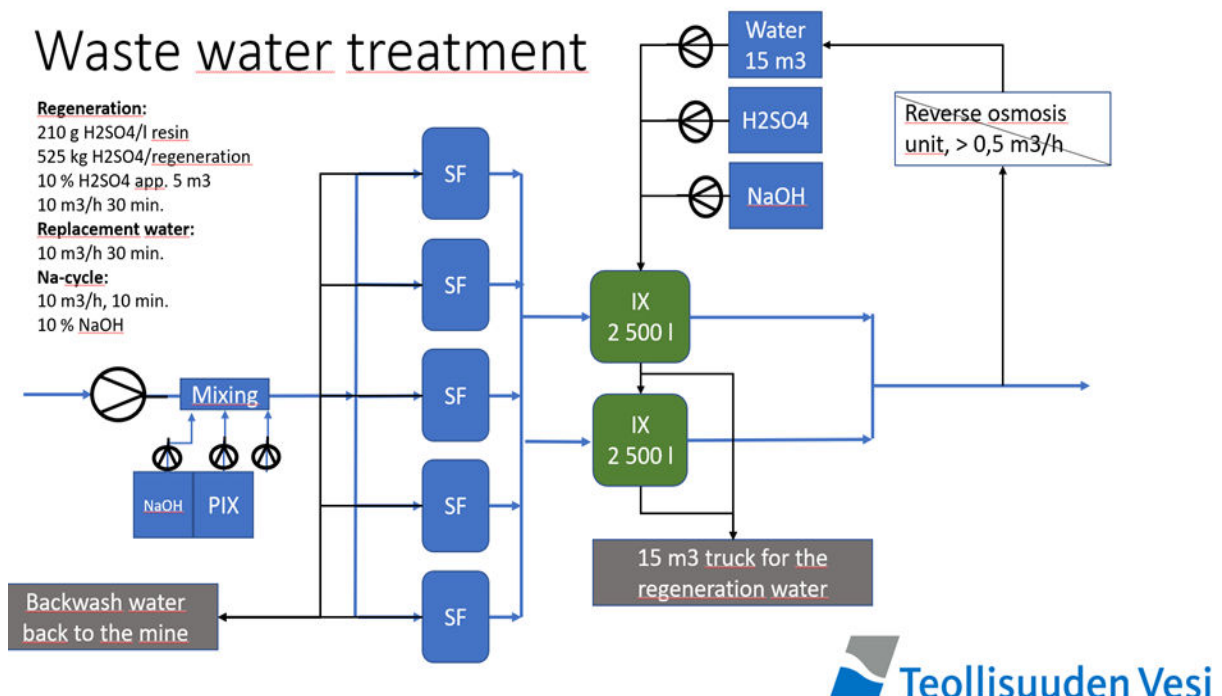


6.5 Vattenrening med jonbytesteknik

6.5.1 Processlösning

Copperstone har även inlett en utvärdering av en vattenrening som bygger på sandfiltrering och jonbyte, vilken använts framgångsrikt av Teollisuuden Vesi OY vid ett flertal gruvor i Finland. Processen som är relativt kompakt i sin utformning beskrivs schematiskt i Figur 26. Processens första steg består av koagulering med järnsulfat och natriumhydroxid. Därefter avlägsnas suspenderade partiklar i ett sandfilter. Systemet kan bakåtpolas för att tillse att sandfiltren alltid fungerar på bästa sätt. Återtaget vatten och slam kan vid behov återtas på liknande sätt som beskrivs i avsnitt 6.4.1.

Processavloppsvattnet renas och regenereras i ett tredje reningssteg som bygger på jonutbytesteknik och så kallad omvänd osmos. Jonutbytesfiltren renar bort joner (avskiljs) från lösningen vid passagen av jonbytarmassan. Jonutbytesfiltren regenereras sedan löpande med hjälp av natriumhydroxid, svavelsyra och avjonat processavloppsvatten från ett omvänd osmossteg ("reverse osmos", "RO"). Omvänd osmos innebär att en del av processavloppsvattnet avjonas "mekaniskt" då vattnet med högtryck pressats genom ett membranfilter som bara släpper igenom vattenmolekyler (och därmed övervinner det osmotiska trycket), medan alla i vattnet lösta joner avskiljs. Vid regenereringen av jonutbytesfiltret pressas natriumhydroxid och svavelsyra samt det avjonade vattnet genom jonbytarmassan. Regenereringen sker alternerande där minst två jonutbytesenheter är alltid i produktion under regenereringsprocessen av övriga enheter.



Figur 26. Schematisk beskrivning av reningslösning för 100m³/h med sandfilter (SF) och jonbytesteknik (IX). PIX= Koagulant (Järnsulfat).

6.5.2 Reningsgrad

De preliminära tester som utförts i labbskala på den nuvarande gruvans vatten visar på goda reningseffekter. Tabell 6 beskriver i utvalda parametrars uppvisade reningsgrad i renat gruvvatten under gruvans avvattning samt en uppskattning om reningsgraden för det framtida processvattnet efter att det passerat sand och klarningsmagasinet.

Ämne	Gruv- vatten	Renat gruvvatten	Rening [%] Avvattning	Framtida process- vatten	Renat framtida process- vatten	Reningsgrad [%] Drift
As	2,79	1,0	64	8-27	1,0	64
Cd	0,85	0,15	82	0,4-1,2	0,15	82
Co	21,8	1,0	95	3,5-8,1	1,0	95
Cr	2,03	0,2	90	0,2-0,5	0,2	90
Cu	248	5,0	98	6-23	3,0	99
Ni	29,1	3,0	90	4,5-13,3	3,0	90
Pb	19,7	0,2	99	0,3-0,9	0,2	99
U	108	2,0	98	2,7-9,4	<1	99
Zn	666	10,0	98	24,6-82	< 5	99

Tabell 6 Gruvvattenhalter [$\mu\text{g/l}$] och utgående processvattenhalter [$\mu\text{g/l}$] samt förväntad reningsgrad [%] med sandfiltrering och jonbyte.

6.5.3 Pilotanläggning

Preliminära tester på vatten, från den nu vattenfyllda gruvan har uppvisat så höga reningsgrader se Tabell 6, att Copperstone har beslutat att inleda ett pilotprojekt och anlägga en pilotanläggning i en containerbaserad lösning, se Figur 26, för att ytterligare testa hur tekniken fungerar om 100 m³ vatten per timme från den nuvarande vattenfyllda gruvan renas. Vid full brytning kommer systemet byggas ut till en kapacitet på 600 m³/h.



REPORT ON MODELING PROCESS WATER QUALITY FOR THE VISCARIA COPPER PROJECT

PREPARED FOR
Copperstone Viscaria AB

PREPARED BY
Dr. Ingar F. Walder
Kjeøy Research & Education Center

Reviewed by
Dr. Bruce Thomson, Prof. Emeritus Univ. New Mexico
Dr. Erik Karlsson, Geosyntec, Luleå, Sweden

March 21, 2022

Table of Contents

ABSTRACT	7
1 INTRODUCTION	10
2 METHOD OF MODELING	11
3 INPUT DATA	13
3.1 WATER VOLUMES	14
4 ASSUMPTIONS	16
4.1 ORE LEACHING	16
4.2 WASTE-ROCK LEACHING	17
4.3 TAILINGS LEACHING	18
4.3.1 NEW TAILINGS NR02	18
4.3.2 OLD TAILINGS NR03	20
4.4 MINE WATER	21
4.4.1 A AND B ZONE MINE WATER Nr09	22
4.4.2 D-ZONE MINE WATER, NR08	22
4.5 MINERAL PROCESSING	24
4.6 NITROGEN-CONTAINING CONSTITUENTS	25
5 DISCHARGE WATER-QUALITY MODELING RESULTS	27
6 CONCLUSIONS	31
7 REFERENCES	32
ATTACHMENT A ABBREVIATIONS	33
APPENDIX B – MODELED SETTLING POND WATER QUALITY	34
APPENDIX C – SGS - MINERAL PROCESSING TESTS RESULT	37

List of Figures

Fig. 1. Mine site showing surface water runoff areas	11
Fig. 2. Generalized flow system for the Viscaria mine	12
Fig. 3. Monthly discharge volume	14
Fig. 4. The mine operation impacted water sources	15
Fig. 5. The monthly flow from surface drainage areas	15
Fig. 6. Illustration of the input parameters used waste rocks	19

Fig. 7. Illustration of the input parameters used for tailings	20
Fig. 8. Surface-water sampling-locations.	22
Fig. 9. Illustration of the water quality used for the mining operations	24
Fig. 10. Modeled concentrations of U, Co, Cu Zn in $\mu\text{g/L}$ and sulfate in mg/L	30
Fig. 11. Modeled concentrations of Nitrate-N in mg/L for normal year rainfall.	30
Fig. 12. Modeled of uranium in g/mnd for normal year rainfall	31
Fig. 13. Modeled of zinc in g/mnd for normal year rainfall	31
Fig. 14. Uranium conc. for the discharge water for normal, dry and wet years	32
Fig. 15. Zinc conc. for the discharge water for normal, dry and wet years	32
Fig. 16. Calcium conc. for the discharge water for normal, dry and wet years	32

List of Tables

Table 1. Description water quality assessment method for 14 surface areas	7
Table 2. Summary of monthly modeled concentration for selected constituent	8
Table 3. Explanations of the 14 surface-water areas	15
Table 4. Summary of the water quality input /calculations	16
Table 5. List of mineral processing reagents	25
Table 6. Results from the water treatment by liming	26
Table 7. Planned use of explosives use and resulting nitrogen loss per year	28
Table 8. Leaching rates from the waste rocks and tailings	29
Table 9. Water quality for input water used in modeling of the process water	29

SAMMANFATTNING

Modellering av framtida processvattenkvalitet har utförts som en del av miljöutredningarna i Viscaria-projektets tillståndsansökan. Modelleringen görs som en massbalansberäkning på månadsbasis för det sista året av planerad drift, d.v.s. 15 år efter påbörjad mineralutvinning. De viktigaste föreningarna som modelleras inkluderar kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, fluor och nitrat. Spårelement som ingår i modelleringen av processvattenkvaliteten inkluderar arsenik, barium, kadmium, kobolt, koppar, bly, nickel, uran, vanadin och zink.

Processvattenmodelleringen utförs som en massbalansberäkning med hjälp av ett excel-kalkylblad. Modellen tar månatliga vattenvolymer från vart och ett av källområdena och tilldelar vattenkvalitet (halter av föreningar/element) och blandar sedan ihop dessa på olika platser/stadier inom gruvdriften. Resultat från 52 veckors kinetiska tester är grundläggande indata för att utvärdera läckage från framtida gråberg, anrikningssand och yt- och grundvatten som länshålls i dagbrott och underjordisk drift. Data från dessa tester i kombination med övervakning och modellering av yt- och grundvattenhydrologi samt yt- och grundvattenkvalitetsdata används för att förutsäga processvattenkvalitet och massbelastning under drift.

Malmer från D-zonen har testats för processoptimering genom flotation och därigenom har avfall producerats under ett troligt framtida bearbetningsscenario (som består av flotation för att koncentrera sulfidmineral följt av magnetisk separation för att extrahera magnetit). Processvatten extraherades från testerna och analyserades för att uppskatta en urlakningshastighet ($\text{g}/[\text{Mton} \cdot \text{dag}]$) under bearbetningen. Resultat från anrikningsförsöken används som input till modelleringen av processvattenkvaliteten.

Den hydrologiska modell som utvecklats av DHI i samarbete med gruvdesigners använder 14 ytvattenavrinningsområden för verksamhetsområdet i kombination med vattenkvalitetsbedömningarna (tabell 1). Samma 14 källtermer används för kvalitetsmodellen för processvatten. Volym vatten som samlas upp/rinner av från dessa områden används tillsammans med uppskattat vattenbehov inom gruvan, vatten som låses in i avfallet när det deponeras (porvatteninbindning), förluster av vatten i processanläggningen, volym som behövs för mineralbearbetningen påverkar alla modellering av kvaliteten på processvattnet. Resultatet av denna modellering används sedan som input till utvärderingar av potentiella vattenreningssystem.

VATTENOMRÅDEN BESKRIVNING	
NYA SANDMAGASINET	Använder resultat från kinetiska tester, modifierade för fältförhållanden.
GAMLA SANDMAGASINET	Grundvatten: Genomsnittlig brunnsvattenkvalitet. Avrinningsvatten: Genomsnitt AVA02
INDUSTRIOMRÅDE	Avrinningsvatten: Genomsnitt AVA02
LAGRINGSOMRÅDE	Avrinningsvatten: Använder genomsnitt AVA02
NORRA GRÅBERGSDEPONIN (NWRSF)	10 % som korttidsurlakning från kinetiska tester. Modifierad för fältförhållanden 90 % som långtidsurlakning från kinetiska tester. Modifierad för fältförhållanden. Ingen urlakning under vintermånaderna
SÖDRA GRÅBERGSDEPONIN (SWRSF)	10 % som korttidsurlakning från kinetiska tester. Modifierad för fältförhållanden 90 % som långtidsurlakning från kinetiska tester. Modifierad för fältförhållanden. Ingen urlakning under vintermånaderna
D-ZON DAGBROTT	Dela dagbrott och grundvatten. Uppskattad konservativ volym av sidoväggar som reagerar på grund av avsänkning av grundvattenytan. Med hjälp av kinetiska testresultat modifierat till fältförhållanden
A- & B-ZON DAGBROTT	Uppdelad i dagbrott och grundvatten. Vattenkvalitet baserad på övervakningsdata av nuvarande dagbrott och läckage.
NATURLIG AVRINNING	Avrinningsvatten: Använder genomsnitt AVA02
KLARNINGSMAGASIN	Regnvattenkvalitet plus utsläppet från övriga delområden.
PROCESSVATTEN / BRÄDDNING	Tillskott från bearbetningsanläggningen. Ändrad vattenkvalitet baserat på pH-justering av nederbörd för element som påverkas av pH-förändring till 10,6. Inkludera beståndsdelar som ingår i mineralbearbetningstillsatserna. Elementtillskott från flotationsförsök av ny malm.
RETURVATTEN	Från klarningsmagasin till bearbetningsanläggning. Månadsmodellerad klarningsmagasinhalt används

Tabell 1. Beskrivning av de 14 ytareorna som används i den hydrologiska modellen av Viscaria-vattenbalansens två interna vattenflödesprocesser.

Lakningshastigheter från laboratoriet (L_{LAB}) justeras för att motsvara antagna förhållanden i fält (L_{FIELD}) genom att använda följande ekvation.

$$L_{FIELD} = L_{LAB} * F_T * F_{GS} * F_{WA} * F_{O2}$$

Justeringarna är för: temperatur, F_T , laboratorietemperaturen är 20°C under hela testperioden; kornstorlek, F_{GS} , gråberg krossas till mycket mindre än vad som deponeras i gråbergsdeponierna; inte alla ytor kommer att ha kontakt med infiltrerande vatten, F_{WA} ; och försöken har högt syreflöde, medan de stora gråbergsdeponierna och speciellt sandmagasinet har begränsad syretillgång, F_{O2} .

Utvinningsavfallet som det placeras i sandmagasinen innehåller vatten som i ett massbalansperspektiv anses avlägsnat från vattenflödet (binds in). Mängden vatten som finns i avfallet baseras på en produktion på 3 Mton/år och 63 vikt% av den bearbetade malmen blir avfall, resten är koncentrat av koppar och magnetit.

De kortsiktiga kinetiska testresultaten för tre av de geologiska enheterna; grönsten (2 prover), dolerit (2 prover) och marmor (1 prov) används för att beräkna läckaget från sidoväggar till dagbrottet i D-zonen. Både underjords- och ytvatten använder det kinetiska testresultatet för att uppskatta sippvattenkvaliteten.

Mineralbearbetningen sker i två stora steg där det ena är kopparsulfidflotation av i första hand karbonat och det andra steget är magnetisk separation av magnetit. Kopparsulfidflotationen kräver tillsats av kalk för att höja pH till en nivå av 10-11. Det finns också tillförsel av undertryckare, uppsamlare och skummedel som tillför fosfat, natrium, kalium och organiska beståndsdelar till processvattnet. Dessa kemikalier tillför således komponenter till processvattnet som påverkar kvaliteten.

En höjning av pH kommer sannolikt att resultera i metalloxidutfällning och det ökar också metallsorptionen på metalloxider/hydroxider såväl som till lermineral. Detta skulle likna normala vattenreningsystem. Huvudresultatet av modelleringen ges i följande tabell (tabell 2).

KLARNINGSMAGASIN VATTENKVALITET, NORMALÅR						
MÅNAD	SULFAT	COBOLT	KOPPAR	URAN	ZINK	N-NITRAT
	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
Okt.	201	7.5	9.9	4.9	68	7.9
Nov.	129	6.5	13.1	3.3	38	9.4
Dec.	91	6.4	14.3	3.3	38	10.5
Jan	77	6.7	17.2	3.5	38	12.0
Feb	69	6.3	17.1	3.3	36	12.7
Mars	59	5.7	14.3	3.0	33	11.9
April	52	4.0	7.5	2.8	25	7.8
Maj	137	5.1	7.7	5.4	51	5.9
Juni	183	7.6	12.1	6.6	79	7.1
Juli	175	6.8	12.7	4.7	57	7.1
Aug.	167	6.1	10.9	5.1	58	6.6
Sept.	187	7.5	13.5	5.6	69	7.4

Tabell 2. Månadsmodellerad koncentration för utvald beståndsdel i klarningsdammen.

Huvudvolymen vatten kommer från länshållning av gruvorna. Detta är också den huvudsakliga källan till lösta föreningar/element. Det mesta av ytavrinningen fungerar som en utspädning av dessa föreningar/element. Volymen vatten från dagbrotten och underjordsgruva är relativt konstant. Detta resulterar i en kraftig utspädning under vårmältningen och en ökad koncentration under höstvintern.

De viktigaste slutsatserna från vattenkvalitetsmodelleringen är följande:

- Vatten från A- och B-zonen är den huvudsakliga urankällan, mindre andel från det gamla sandmagasinet.
- Vatten från A- och B-zonen är den huvudsakliga källan till zink och kobolt, en mindre andel kommer från Norra gråbergsdeponin under sommaren.
 - Vatten från D-zonens dagbrott är huvudkällan till koppar.
 - Vatten från A- och B-zonen och läckage från det nuvarande sandmagasinet är huvudkällorna till sulfat.
 - Ökning av pH i processen under sulfidflotation kommer att resultera i en haltminskning till 25-50 % i en total spårmetallkoncentration jämfört med ingen pH-justering.

ABSTRACT

Modeling of future process water quality has been performed as part of the environmental evaluation of the Viscaria Copper project discharge permit application. The modeling is performed as a mass balance calculation on a monthly basis for the last year of planned operation, 15 years after initiation of the mineral extraction. The major constituents that are modeled include calcium, magnesium, sodium, potassium, sulfate, fluoride, and nitrate. The trace constituents included in the process water quality modeling includes arsenic, barium, cadmium, cobalt, copper, lead, nickel, uranium, vanadium, and zinc.

The process water modeling is performed as a mass balance process using an excel spreadsheet. The model is taking monthly water volumes from each of the source areas and assigning water quality (constituent concentrations) and then mixing these together at different locations/stages within the mining operation.

Results from kinetic 52 weeks of kinetic testing are essential in evaluating seepage from future waste rocks, tailings, and surface and groundwater discharging into open pits and underground operation. Data from these tests combined with surface and groundwater hydrology monitoring and modeling and surface and groundwater quality data is used to predict process-water quality and mass loading during operation.

Ores from the D-Zone have been tested for process optimization by flotation and thereby, tailings have been produced under a likely future processing-scenario (which consists of froth flotation to concentrate sulfide minerals followed by magnetic separation to extract magnetite). Process water was extracted from the tests and analyzed in order to estimate a constituent leaching rate (as g/[Mton*day]) during processing. Results from the mineral processing tests are used as an input to the process-water quality modeling.

The hydrology model developed by DHI in cooperation with the mine planers uses 14 surface-water runoff areas for the mine site based combined with the water quality assessments (Table 1). These same 14 water sources are used for the process-water quality model. Volume of water collected/running off from these areas modeled by DHI are used together with usage estimates within the mine, water locked into the tailings as it is being deposited, losses of water in the processing plant, volume needed for the mineral processing are all going into modeling the quality of the process water. The result of this modeling is then used as input to evaluations of potential water-treatment systems.

WATER AREAS	DESCRIPTION
NEW TAILINGS	Using results from the kinetic tests, modified for field conditions.
OLD TAILINGS	Groundwater: Avg. well water quality. Runoff water: Using avg. AVA02
INDUSTRIAL AREA	Runoff water: Using avg. AVA02
STORAGE AREA	Runoff water: Using avg. AVA02
NORTH WASTE ROCK (NWRSF)	10% as short-term leaching from kinetic tests. Modified for field conditions 90% as long-term leaching from kinetic tests. Modified for field conditions. No leaching during winter months

SOUTH WASTE ROCK (SWRSF)	10% as short-term leaching from kinetic tests. Modified to field conditions 90% as long-term leaching from kinetic tests. Modified to field conditions. No leaching during winter months
D-ZONE OPEN PIT	Split open pit and groundwater. Estimated conservatively volume of wall rocks reacting due to lowering of water table. Using kinetic tests results modified to field conditions
A&B-ZONE OPEN PIT	Split open pit and groundwater. Water quality based on monitoring data of current open pit and seepage.
NATURAL RUNOFF	Runoff water: Using avg. AVA02
NATURAL RUNOFF	Runoff water: Using avg. AVA02
NATURAL RUNOFF	Runoff water: Using avg. AVA02
NATURAL RUNOFF	Runoff water: Using avg. AVA02
NATURAL RUNOFF	Runoff water: Using avg. AVA02
SETTLING POND	Rainwater quality for the new input in this section plus the discharge from the other subareas.
PROCESS DISCHARGE	To the tailings from the processing plant. Modified water quality based on pH adjustment precipitation tests for elements affected by pH change to 10.6. Include constituents included in the mineral processing additives. Element addition from flotation tests of new ore.
RETURN WATER	From settling pond to processing plant. Monthly modeled settling pond quality is used

Table 1. Description of the 14 surface areas used in the hydrology modeling of the Viscaria water balance two internal water-flow processes.

Leaching rates from the laboratory (L_{LAB}) are adjusted to match the field (L_{FIELD}) assumed conditions by using the following equation.

$$L_{FIELD} = L_{LAB} * F_T * F_{GS} * F_{WA} * F_{O_2}$$

The adjustments are for: temperature, F_T , laboratory temperature is 20°C throughout the whole testing period; grain size, F_{GS} , waste rock are crushed to much smaller than what is deposited in the waste rock storage facilities; not all surfaces will have water leaching out constituents, F_{WA} , and the tests have high oxygen flux, while the large waste dumps and especially tailings have limited oxygen availability, F_{O_2} .

The tailings as it is being emplaced in the tailings dam contains water that in a mass balance perspective is considered removed from the water flow. The amount of water contained in the tailings is based on production of 3 Mton/year and 63 wt.% of the ore processed becomes tailings the rest is concentrate of copper and magnetite.

The short-term kinetic test results for three of the geological units; greenstone (2 samples), dolerite (2 samples), and marble (1 sample), are used to calculate the leaching from the wall rocks into the D-zone open pit. Both underground and surface water is using the kinetic test result for estimating seepage water quality.

The mineral processing is taking place in two major steps where one is copper-sulfide flotation of primarily chalcopyrite and the other step is magnetic separation of magnetite. The copper sulfide flotation requires addition of lime to raise the pH to a level of 10-11. There is also input of suppressor, collector, and foaming agents that add phosphate, sodium, potassium, and organic constituents to the processing water. These chemicals add components to the process-water that affects the quality.

Raising the pH will likely result in metal oxide precipitation and it also increases metal sorption onto metal oxides/hydroxides as well as to clay minerals. This would be similar to normal water-treatment systems.

The main result of the modeling is given in the following table (Table 2).

SETTLING POND WATER QUALITY NORMAL YEAR,						
MONTH	SULFATE	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	N-NITRATE
	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
Oct.	201	7.5	9.9	4.9	68	7.9
Nov.	129	6.5	13.1	3.3	38	9.4
Dec.	91	6.4	14.3	3.3	38	10.5
Jan	77	6.7	17.2	3.5	38	12.0
Feb	69	6.3	17.1	3.3	36	12.7
Mar	59	5.7	14.3	3.0	33	11.9
Apr	52	4.0	7.5	2.8	25	7.8
May	137	5.1	7.7	5.4	51	5.9
June	183	7.6	12.1	6.6	79	7.1
July	175	6.8	12.7	4.7	57	7.1
Aug.	167	6.1	10.9	5.1	58	6.6
Sept.	187	7.5	13.5	5.6	69	7.4

Table 2. Monthly modeled concentration for selected constituent in the settling pond.

The main volume of water comes from pumping the mines. This is also the main source of constituents. Most of the surface runoff water acts as a dilution to the constituents. The volume of water from the pits and underground operations are relatively constant. This results in a major dilution during the spring melting, and an increased concentration during fall winter.

The main conclusions from the water quality modeling are as follows:

- Water from the A and B-zone is the main uranium source, minor from the old tailings dam.
- Water from the A and B-zone is the main source of zinc and cobalt, minor from the North Waste-Rocks Storage Facility during the summer.
- Water from the D-zone open pit is the main source of copper.
- Water from the A and B-zone and leakage from the current tailings dam area are main sources of sulfate.
- Increasing pH in the process during sulfide flotation will result in reduction to 25-50% in an overall trace metals concentration compared with no pH adjustment.

1 Introduction

The following presents the modeling results for concentrations of major constituents, calcium, magnesium, sodium, potassium, fluoride, sulfate, and nitrate and trace elements arsenic, barium, cadmium, cobalt, copper, lead, nickel, uranium, vanadium, and zinc, in the expected discharge water for the proposed reopening of the Viscaria copper mine. This report supersedes the PM Discharge water quality from June 14, 2021. The hydrogeology evaluation and modeling performed by DHI (DHI, 2022) has been refined and approximated to an updated mine design. The mine design and mineral process plant are still evolving as more geological and process-engineering results become available. The current mine design is based on a total extraction of 30 Mton copper and iron ore from the three zones A, B, and D. The A and B zones have been mined before while D-zone is a new mining area. The mining will be both from open pits and underground operation.

It is planned for excavation of approximately 100 Mton waste/wall rocks. Approximately 80% of this will be from the open pits, which will, under current design, be excavated during the first 3 years of operation. Approximately 20 Mton waste rocks will come from the underground operation, of which $\frac{1}{2}$ is from the access tunneling between the B and D zones.

Process water quality for the last year of operation, 15 years after initiation of exploitation is presented in this report. 52 weeks of kinetic testing have been completed for: D-zone waste rocks; new tailings from the D-zone; tailings from the old pond; and waste rocks from current waste rocks dumps originally extracted from both A and B zones (Fig. 1) (see kinetic testing report for more information). Data from these tests combined with surface and groundwater hydrology monitoring and modeling and surface and groundwater quality data is used to predict process water quality and mass loading during operation.

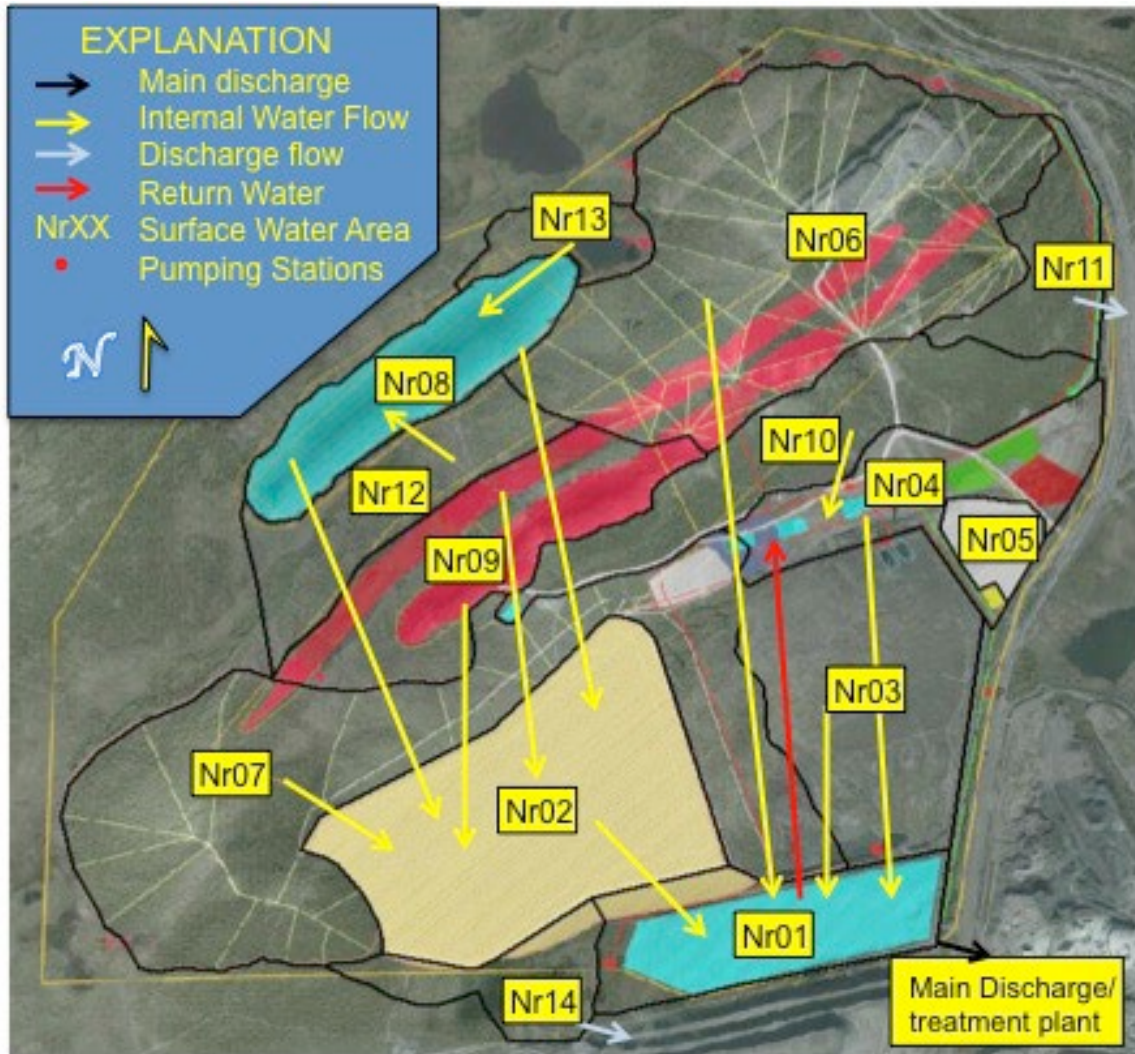


Fig. 1. Mine site showing surface water runoff areas. Each of the areas are explained in Table. 1. in Yellow arrows indicate the direction of the surface flow or where it is being pumped; blue arrows are direct discharge to the receiving environment; red arrow indicates water returned from the settling pond to the processing plant; black is the main excess water that is either discharged or need to go to a treatment plant. Red areas are the A and B Zone open pits with surrounding areas draining into the pits; blue area is the D zone open pit as well as the Settling pond (Nr01); beige area is the new tailings pond. Map Modified from DHI surface runoff map.

2 Method of Modeling

The process water modeling is performed as a mass balance process using an excel spreadsheet. The model is taking monthly water volumes from each of the source areas assigning water quality (constituent concentrations) and mixing these together at different locations/stages within the mining operation (Fig. 2). The calculations are performed on a monthly basis.

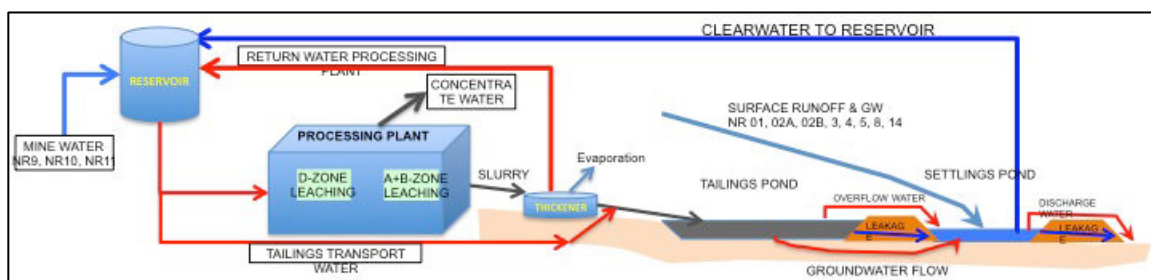


Fig. 2. Generalized flow system for the Viscaria mine.

The water quality could be fixed, seasonal dependent or dependent upon the modeled outcome of a previous month. The need for dependency of previous month is due to the recycling of water at several stages within the mining operation. Water from the settling pond is returned via a reservoir back to the processing plant and water from the thickener is returned back to the processing plant. How to manage this is still under development and the design is partly dependent upon the water quality and the potential need for water treatment. Is it optimal to pump water from the underground-open pit mining operation directly to the processing plant or will there be benefits of letting all pumped water going via the tailings dam – settling pond prior to use in the mineral processing plant.

The fixed water quality sources are either based on results from analyzed water associated with the future operations (e.g. current seepage water from Viscaria mine), or calculated seepage from tests performed as part of the permit application (e.g. kinetic testing; water treatment).

The seepage/leaching from some of the sources is based on mass of the source (e.g. tailings, waste rocks, ore) and a leaching rate from these sources. There are also additives to the operations within the mineral processing plant to enhance the separation of the ore minerals from the waste (gangue minerals). This is also an addition based on mass (ore) processes. The additives introduce new chemicals that to some extent affect the other constituents by (e.g. mineral precipitation, sorption). These processes are also included in the mass balance either as fixed concentrations in the output water from the processing or as variable depending upon the effect of the additives.

All the water is mixed into the settling pond, which is then calculated as the mass balance on a monthly basis. The settling pond is considered a reservoir though with variable volume. Calculated quality of the settling pond for one month is then input to the next month calculation of the settling pond quality as well as input source to the mineral processing water. The monthly mass balance calculation of the settling pond is then considered to quality of the water for discharge or input water for water treatment.

3 Input Data

DHI has developed a hydrogeological model of the site (DHI, 25 October 2021 and 1. November) which include surface water runoff and groundwater flow.

The hydrology model uses 14 surface-water runoff areas for the mine site based on the currently planned mining activities (Fig. 1 and Table 3). Runoff water from areas that are not being disturbed by the mining activities are directed out of the mine site to nearby creeks and streams (NR11 and N NR 05). There are two surface areas that drain into the D-zone open pit (NR13 and NR12). The D-zone mining area (NR08) has an open pit component and an underground component in the hydrology model. The A&B zones are combined into one surface area, (NR09), but each of the mines will incorporate both open pit and underground mining methods in addition to a surface runoff area. The tailings area is split into an old tailings area (NR03) and a new tailings area (NR02), where the new area is partly overlapping with the old tailings pond in the southwest. The settling pond has a small runoff area in addition to the pond area itself NR01).

There are two waste rock storage facilities planed within the site on in the northeast area (NWRSF) (NR06) and one in the southwest area (SWRSF) (NR07). The SWRSF is including a small part of the b-zone open pit. The NWRSF is including approximately ½ of the Northern part of both the A zone and B zone open pits. This means that both the A zone the B zone open pits are partly backfilled.

The modeling results summarized here are for the treated mine discharge and what is coming into the settling pond. All water is pumped to the tailings pond before used in the processing plant.

WATER AREAS	DESCRIPTION
NR01	Settling pond
NR02	New tailings dam
NR03	Old tailings dam
NR04	Industrial area
NR05	Storage area
NR06	North waste rock storage facility
NR07	South waste rock storage facility
NR08	D-Zone open pit
NR09	A&B- Zone open pits
NR10	Natural runoff area, no planned mining activity
NR11	Natural runoff area, no planned mining activity
NR12	Natural runoff area, no planned mining activity
NR13	Natural runoff area, no planned mining activity
NR14	Natural runoff area, no planned mining activity

Table 3. Explanations of the 14 surface-water areas as defined for the DHI surface-hydrology modeling.

3.1 Water Volumes

The major water flow-volumes have been determined by the DHI hydrogeological investigation (Fig. 3-5). These are:

- Discharge volume from the settling pond, which is excess water in the operation. Volume in the settling pond is seasonally adjusted to reduce the spring peak flow.
- Runoff Tailings/settling ponds: Surface water flows from zones NR01, NR02, NR03, NR04, NR05.
- Tailings groundwater: NR01 and NR02 shallow groundwater flow.
- Runoff from waste-rock deposits: sum zones NR06 and NR07. The water in the open pit in the area within the waste rock area is excluded from the open pit water flow.

In addition, the volume of water contained within the tailings pile is based on the production and estimated water content from Tailings Water Consultants/Ola Hansson, SWECO. Ola Hanson has estimated the volumetric loss of water from the concentrate and evaporation losses from the thickener, which is also included in the mass balance model as a sink for the constituents.

The net input water volumes (surface flow and pumping from the underground and open pit mining operations) minus the losses in the system are considered the excess water and have been estimated by DHI on a monthly basis (see Fig. 3). Most of the excess water is discharged potentially after treatment on a continuous basis from the settling pond. The settling pond has a normal operation capacity to hold 600 000 m³ of water and this will be utilized to equalize the volume of discharge and volumes for treatment.

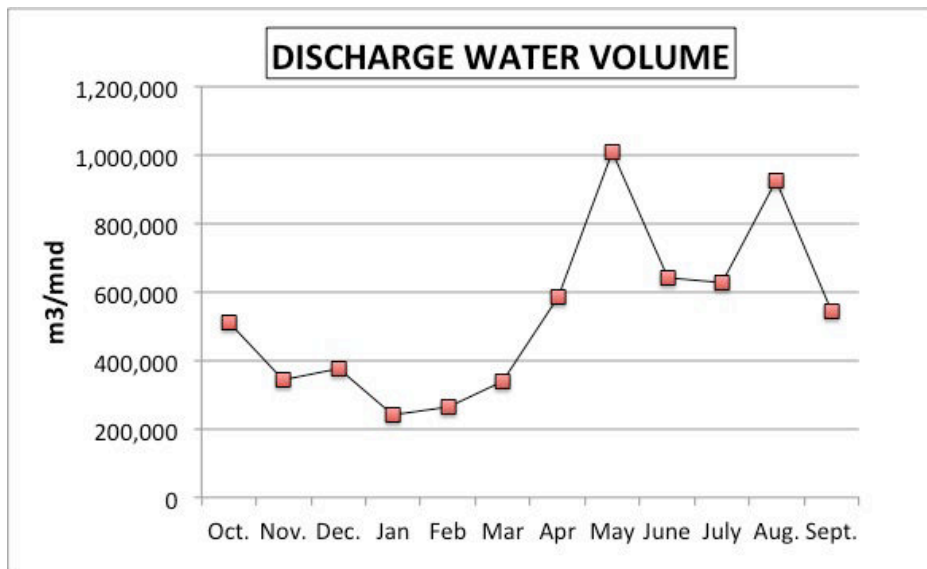


Fig. 3. Monthly discharge volume from DHI modeling using with optimization of settling pond volume for reducing the high flow peaks.

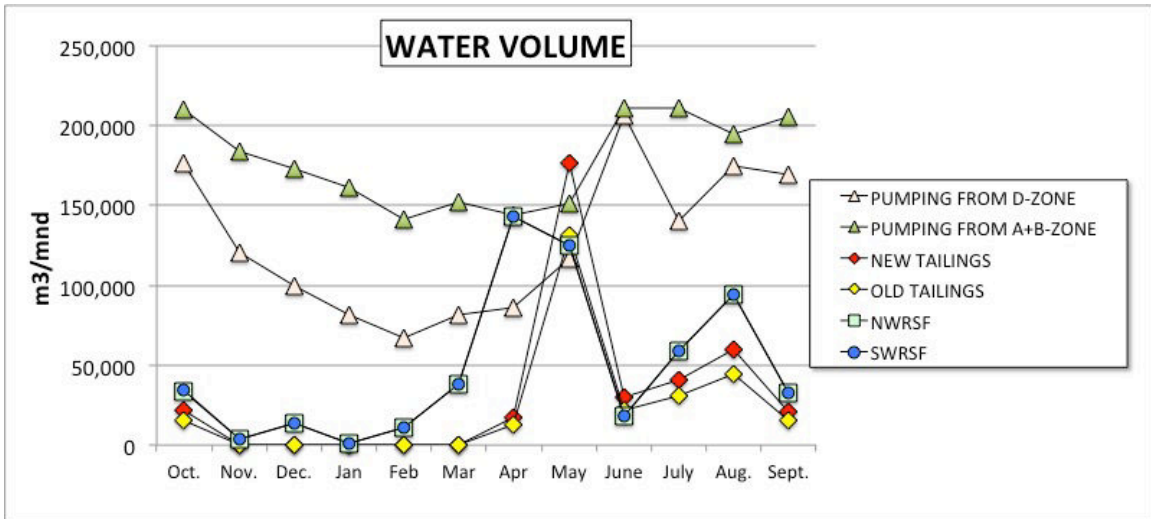


Fig. 4. The mine operation impacted water sources from DHI modeling for normal year, from the monthly water balance calculations. The NWRSF and the SWRSF are very similar in size giving very similar runoff volumes are, therefore, fully overlapping in this figure

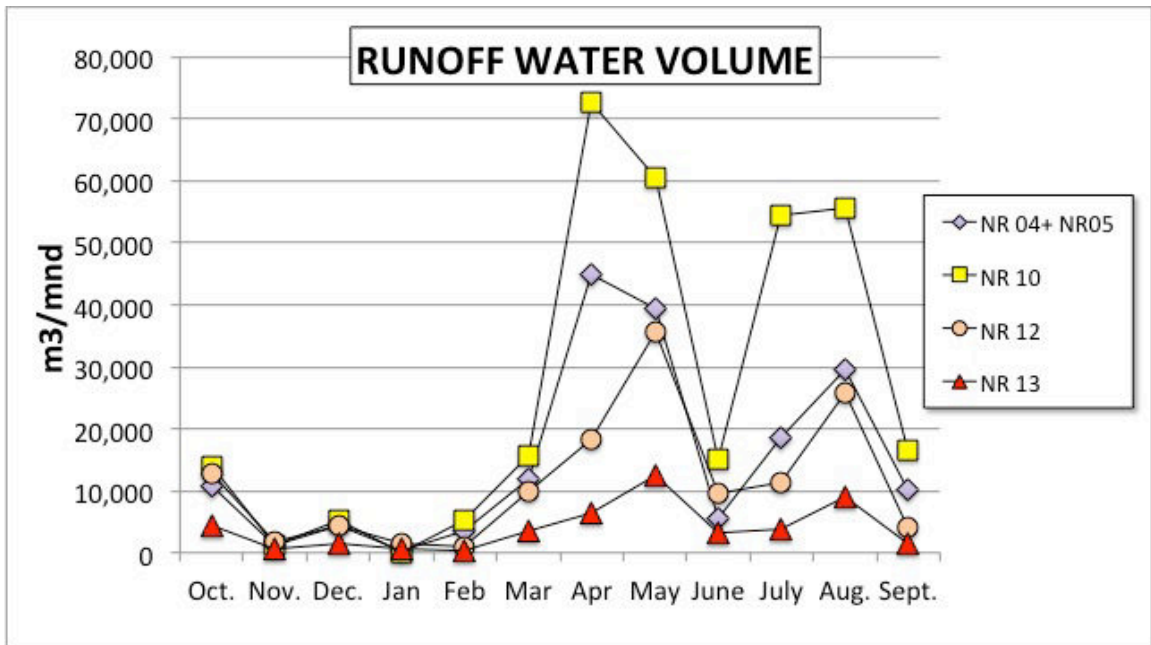


Fig. 5. The monthly flow from surface drainage areas from DHI modeling for normal year, from the monthly water balance calculations. See Fig. and Table 1 for explanations on drainages areas..

4 Assumptions

There are several assumptions made in order to be able to model the process water quality and the mass balance for the planned Viscaria mining operations. These assumptions are described in the following sections and summarized in Table 4.

WATER AREAS	DESCRIPTION	QUALITY	COMMENTS
NR01	SETTLING POND	Rainwater quality for the new input in this section plus the discharge from the other subareas.	
NR02	NEW TAILINGS	Using results from the kinetic tests.	Field modified
NR03	OLD TAILINGS	Groundwater: Avg. well water quality. Runoff water: Avg. AVG02.	
NR04	INDUSTRIAL AREA	Runoff water: Avg. AVA02.	
NR05	STORAGE AREA	AVA02 AVG.	
NR06	NORTH WASTE ROCK (NWRSF)	10% as short-term leaching from kinetic tests. 90% as long-term leaching from kinetic tests.	Field modified
NR07	SOUTH WASTE ROCK (SWRSF)	10% as short-term leaching from kinetic tests. 90% as long-term leaching from kinetic tests.	Field modified
NR08	D-ZONE OPEN PIT	Split open pit and groundwater. See Fig. 5 for explanations.	Field modified
NR09	A&B-ZONE OPEN PIT	Split open pit and groundwater. see Fig. 5 for explanations..	
NR10	NATURAL RUNOFF	Runoff water: Avg. AVA02..	
NR11	NATURAL RUNOFF	Runoff water: Avg. AVA02..	
NR12	NATURAL RUNOFF	Runoff water: Avg. AVA02..	
NR13	NATURAL RUNOFF	Runoff water: Avg. AVA02..	
NR14	NATURAL RUNOFF	Runoff water: Avg. AVA02	
RETURN WATER	SETTLING POND TO PROCESS	Modeled water quality	
PROCESS DISCHARGE	TO TAILINGS	Modified based on pH precipitation tests. Element addition from flotation tests of new ore.	

Table 4. Summary of the water quality input /calculations used for each of the drainage areas defined for the Viscaria operation.

4.1 Ore Leaching

Ore from the D-Zone has been tested for process optimization by flotation testing; and thereby, tailings have been produced under a likely future processing-scenario (which consists of flotation to concentrate sulfide minerals followed by magnetic separation to remove magnetite). Process water was extracted from the tests and analyzed in order to estimate a constituent leaching rate (as g/[Mton*day]) during processing. The results of these analyses indicate low constituent leaching rates during processing (SGS, January 2021; Attachment C). This will result in a small addition of constituents in the inner circle process water.

The water is recycled back from the thickener. This results in an increased concentration controlled by the leaching rate addition of chemicals and the addition of water from the outer water system. The addition of water is controlled by the losses through the thickener underflow, water with the concentrate and evaporation within the system.

There are chemicals added to enhance the mineral processing and there is a leaching of nitrogen constituents from undetonated explosives. These subjects will be discussed in sections 3.6 and 3.7.

4.2 Waste-Rock Leaching

In order to determine the contribution of contaminants leached from the waste rocks, leaching rates from the waste rocks were calculated based on results from the kinetic tests on material collected in the old waste-rock deposit and core samples around the D-zone (Walder, 2022 in prep.). There are seven mixed samples of waste material from the old waste deposit located in the central part of the designed north waste deposit. This material has been weathering for 20-30 years since emplacement and represents the waste from A&B zone material since it came from the exploitation of the A&B-zone ore area. However, the waste rocks are primarily excavated from near the ore and may, therefore, have a higher leaching rate than the wall rocks from the A and B zone open pits.

The wall rocks of the D-zone open pit and underground operation is represented by seven kinetic tests. These tests were run on five geological units found within the D-zone (Walder, 2022, in prep.).

Most of the waste rocks are excavated from the open pits of the three zones. These open pits are excavated during the first 3 years of operation. Waste rocks from the exploitation of the under-ground operation are primarily for developing access routs to the ore and tunnels between the ore zones.

The results from the kinetic testing can be divided into short-term leaching, leaching that takes place during the first few months of emplacements, when water is available, and long-term leaching that takes place years after emplacement. The result is given in Attachment C).

Since the modeling of the process water for discharge is based on the last year of operation, most of the waste-rocks have already moved into a long-term leaching setting. The long term leaching setting is defined from the leaching rate of 35-50 weeks of the weekly leaching and defined as mass of constituents released per mass of waste material.

The leaching result from the kinetic tests (L_{LAB}) were adjusted to field-conditions leaching (L_{FIELD}) using the following equation:

$$L_{FIELD}=L_{LAB}*F_T*F_{GS}*F_{WA}*F_{O_2}$$

Where F_T is temperature adjustment; F_{GS} is grain size adjustment; F_{WA} is water availability controlled by hydrological parameters; and F_{O_2} is the oxygen content. These adjustments

are needed to convert controlled conditions in the laboratory where there is a constant temperature of 20 °C, high airflow through the waste, with relatively uniform distribution of the particles and grain sizes and crushed to a diameter of <15 mm. The parameter used for the adjustment is listed in Fig. 6 and further discussion of the kinetic test data is found in Walder, 2022 geochemistry report.

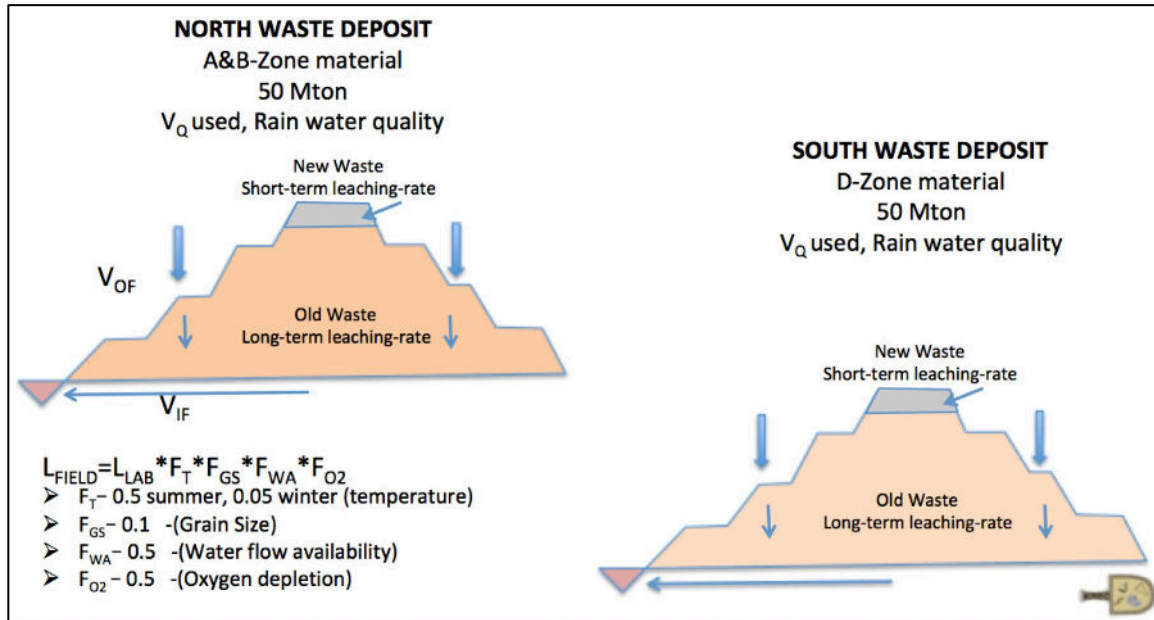


Fig. 6. Illustration of the input parameters used for the mass balance modeling for both the North and the South waste-rock deposits.

4.3 Tailings Leaching

The current mine design is such that the main part of the old tailings pond will stay intact, and there will be established a new tailings facility towards southwest of the old tailings dam (Fig. 1). The dike supporting the new tailings storage facility will possibly be built partly on the old tailings material. The dike will consist of waste rocks from the open-pit excavation. The tailings facility design is based on being a flow through system such that is becoming drained.

Results of the hydrogeological investigation (DHI December, 2021) indicate that there is a sub-terrain flow component as well as run-off component from the tailings areas (NR02 and NR03) that will discharge into the settling pond (NR01). The old tailings pond was closed approximately 30 years ago and will show a different leaching rate than the active tailings at the last year of operation, so the discussion is divided into old and new tailings.

4.3.1 New Tailings NR02

The new tailings dam is place upstream from the old tailings dam using a flow through tailings dike construction to drain the tailings dam. The chemical contributions from the tailings to the water system for the groundwater flow are based on the average result of the

long-term kinetic tests for the transition zone and the sulfide zone tailings material kinetic tests (Fig. 7). Surface water is assumed to be rainwater. The reacting mass of tailings is set to be 45 Mton (3 Mt/year ore production for 15 years). The tailings dam is planned as a flow through dam increasing the oxygen infiltration. The old tailings show oxidation only to 1-2 meters limited by the water table. The calculations are overestimating the oxidation but at this time there are many uncertainties and, therefore, a conservative approach has been chosen.

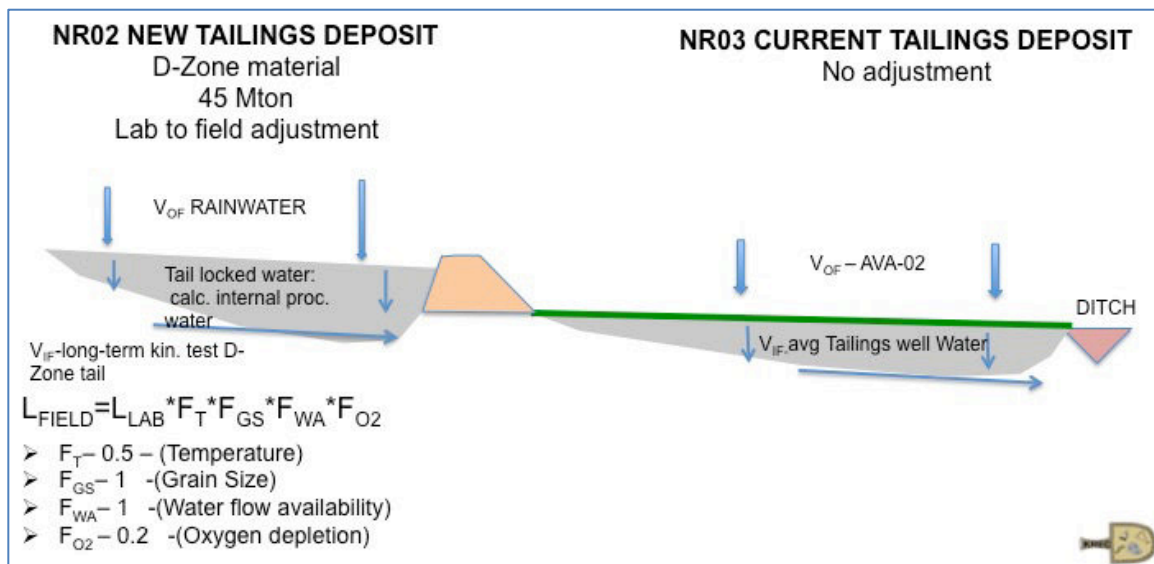


Fig. 7. Illustration of the input parameters used for the mass balance modeling for the old and the new tailings dams.

Leaching rates from the lab is adjusted to match the field by adjusting the temperature with 0.5. Tailings are relatively quickly cooled down and will be far below the laboratory temperature. However, the frost is not affecting more than approximately 2 meters below surface so that the reactions are still continuing. The main part of the oxidation will however take place in the upper 1-3 meters depending upon the water saturation (water table), sulfide and organic content so that freezing to 2 meters depth may have a large impact on the leaching rate.

Grain size is not adjusted due to the kinetic tests being run on tailings material. It is also assumed that all the tailings is available for water flow and thereby giving contributions to the flowing pore water.

Oxygen will be available only in the upper part of the tailings and be relatively quickly close to zero in the deeper part. The kinetic tests on samples from the current tailings dam as well as tailings produced from D-zone ore indicated approximately 80% water saturation in 10-20 cm high columns that were water on a weekly basis (Walder, 2022a – kinetic testing report). During the sampling of the tailings at Viscaria, it was observed a high water content even in the uppermost one meter (Walder, 2022b in prep. Environmental

Geochemistry report). Organics constituents from the flotation chemical will result in the oxygen depletion moving it into low redox potential conditions where the sulfide minerals are stable.

The tailings will hold water as they are being discharged into the dam (pore-water). The discharge water quality from the processing plant is used for the tailings water locked in the tailings dam.

The tailings as it is being emplaced in the tailings dam contains water that in a mass balance perspective is considered removed from the water flow. The amount of water contained in the tailings is based on production of 3 Mton/year and 63 wt.% of the ore processed becomes tailings the rest is concentrate of copper and magnetite. According to Tailings Consultants AB, 43 vol.% of the tailings settling in the pond is water. The quality of water coming with the tailings entering the tailings pond is a mixture of the settling pond water used to increase the transportation and water from the flotation plant.

4.3.2 Old Tailings NR03

Pore-water was extracted from the tailings samples as part of the tailings characterization (Walder, 2022b). These samples were collected at the deepest from 3 meters below surface. The analysis show high uranium, cobalt, and zinc concentrations (up to 1-3 mg/L), indicating that mineral oxidation is taking place, even though the pH is neutral and there is hardly any secondary iron oxide minerals in the tailings (Walder, 2022b).

As a result of the findings from these pore-water analyses, 18 wells were installed in the summer of 2021 (Geosyntec). There were set 6 shallow wells (3 meters) and 6 intermediate wells 3-8 meters, and 6 deep wells below 9 meters (Karlsson, 2021, field report). These wells were set to better understand the tailings pore-water and capture the sub-terrain water components. The average water-quality data from these wells is used as the quality for the sub-terrain components from the old tailings.

The surface runoff water from the old tailings pond that has been covered and revegetated is assumed to be equal to the AVA02. The surface water sampling point AVA02 is located in Pahtajoki downstream from the confluence of Luossajärvi discharge channel to Pahtajoki but upstream from the Viscaria discharge water (Fig. 8). AVA02 represent low mine-impact water since the Pahtajoki is receiving water from only Luossajärvi during shorter discharge periods.

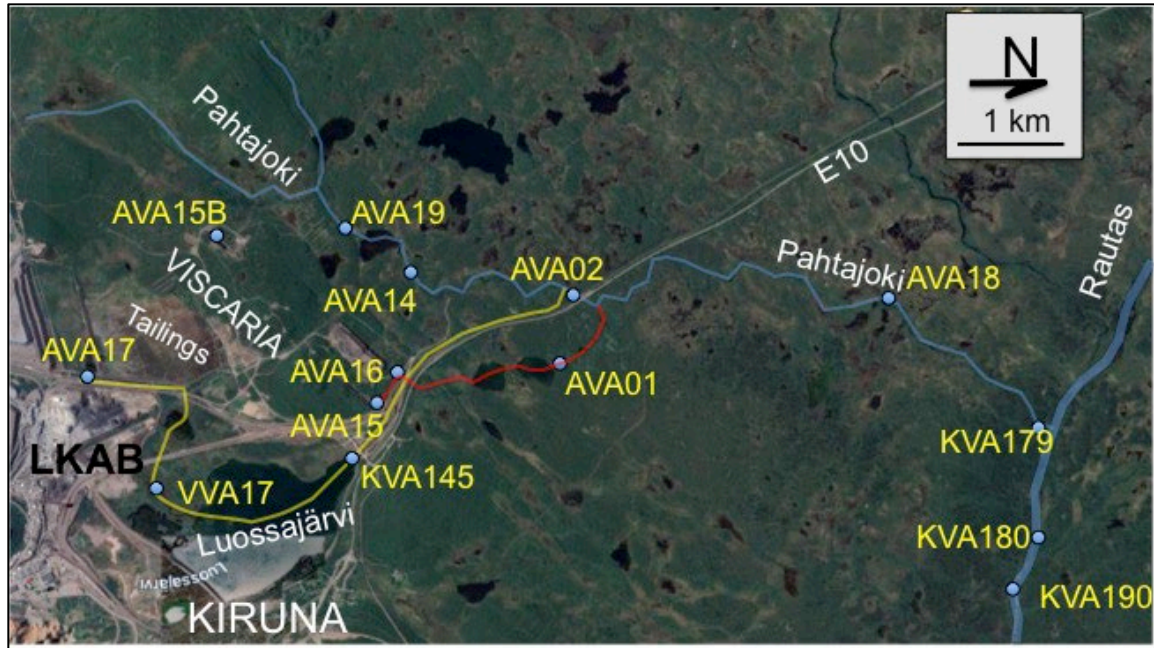


Fig. 8. Surface-water sampling locations set for the baseline investigation.

Luossajärvi is receiving water from both Viscaria tailings water monitored in AVA17 and diffuse leakage from LKAB tailings dam. AVA17 represents both surface water and drainage water from the tailings, while a water quality monitoring station AVV17 is representing the combined water from both Viscaria and the LKAB drainage water (Walder, 2022b). The future area of the tailings pond is changing from current setting so using AVA17 as for future setting was not appropriate.

4.4 Mine Water

During mining operation, groundwater will be pumped from the open pits and underground workings that will generate a groundwater depression cone as described in the DHI Hydrogeological Report (April 30, 2021). The amount of groundwater pumped during the summer constitutes more than 50% of the water to be managed and more than 90 % of the winter flow. The lowering of the water table will result in exposure of rocks to the atmosphere; which may facilitate oxidation of sulfide minerals (e.g. pyrite, pyrrhotite, sphalerite, chalcopyrite) and some oxides (e.g. uraninite) and precipitation of other metal oxide minerals (goethite, manganite, bauxite). These chemical reactions will change the water-quality of the original pre-mining groundwater (see Walder, 2022b in prep. Geochemistry report).

The geology of the D-Zone ore and wall rocks different than the A and B zone geology. Discussion about the leaching from in the A and B zones and the D zone are split in two subsections.

4.4.1 A and B zone Mine Water Nr09

The monitoring of water quality of seepage and standing water in the old open pit are used to estimate future pit water and underground seepage water from the A and B zone. The former Viscaria mine was primarily an underground operation, but with a smaller pit in the south extension of the B-zone. This pit has a small lake in the bottom without an overflow in the lowest area, Southwest direction. It is therefore, likely that this lake is connected with the rest of the mining system through tunnels and therefore is not overflowing in southwest direction. This lake has been sampled a few times with sampling point AVA15B and is used as the water quality for the B-zone open pit.

There is a pit in the northern part of the A-zone that was formed due to settling into the underground block-caving type mining excavations. The pit has been filled with water and is discharging into the receiving environment. This discharge water has been monitored over the last few years at the AVA15 location for water quality and flow measurements (Fig. 8). In the absence of better information, this monitoring data is used to approximate the mine water quality coming from the A zone open pit and underground operations, for both the A and the B zones underground groundwater discharge (Fig. 8).

4.4.2 D-zone Mine Water, Nr08

In the hydrology model the water entering into the D-zone is divided into shallow groundwater to the pit and groundwater discharging into the underground workings.

The modeling of the water quality draining into the open pit is based on both kinetic test result and groundwater data (Fig. 9). The quality of the groundwater discharging into the open pit (V_d) is assumed having the water quality of the Well BM004 and represents half of the mass loading into the pit. Well BM004 is located north west of the old waste rock deposit and is likely affected by leaching from these waste rocks.

The runoff water in the pit is collecting constituents from the pit wall-rocks as it drains to the bottom of the pit. The wall rocks consist of a strongly weathered oxide zone, dolerite, greenstone, and marble/limestone. The volume/area that these rock-types represent in the wall rocks of the completed mine is not well known. The geology model indicate that:

- Highly weathered material, oxide zone, will be fully excavated and placed in the WRSF;
- Limestone represent only a smaller portion of the wall rocks;
- Greenstone constitute somewhat more of the wall rocks than the marble;
- Dolerite will constitute the majority of the wall rocks.

For this process water quality model, it has been assumed that the wall rocks are equally represented by the three rocks types, because, dolerite has the lowest leaching rates of most constituents.

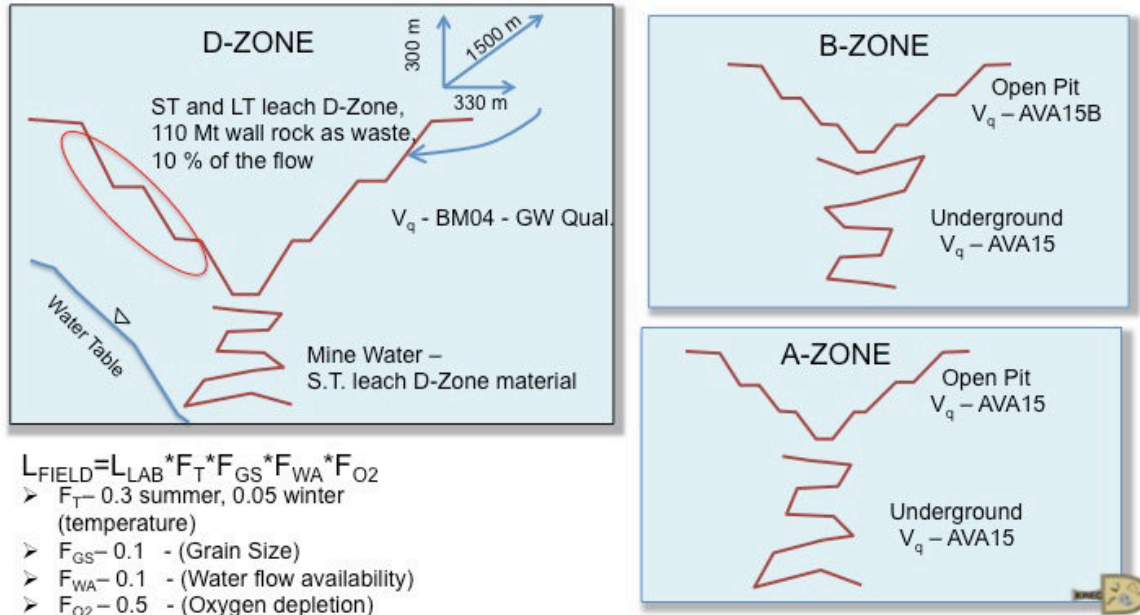


Fig. 9. Illustration of the water quality used for the open pits and underground operations. The equation gives the calculation of field leaching rate from lab leaching rate. The three arrows indicate the size of the pit and depth to groundwater for estimating mass of reacting wall rocks.

If we assume that approximately that the pit is 1500 long, 330 meters deep and the water table dropped 300 meters from the pit on an average on both sides of the pit this would represent approximately 110 M ton of the wall rocks. These wall rocks are contributing contribute to the water draining into the pit. These calculations will be refined when the hydrogeological modeling has established drawdown curves around the open pits and the 3D geological map has been completed.

The short-term kinetic test results for three of the geological units; greenstone (2 samples), dolerite (2 samples), and marble (1 sample), are used to calculate the leaching from the wall rocks into the D-zone open pit. Use of the average short term-leaching rates is a conservative approximation. In a post mining setting long-term leaching rates are more appropriate to use for e.g. the pit-lake water quality.

The geological model so far indicate that main part of the wall rocks constitute of dolerite less greenstone/greenschist and only minor marble, while the highly weathered breccia material and oxide zone will be mined out in the open pit and become waste rocks.

The mine water from the underground operation of the D-zone is also calculated based on the average of the short-term leaching rate from the kinetic tests for three of the geological units as for the open pit. The strongly weathered fracture zone material was not included in the average since this geological unit is not observed to depth below the planned open pit depth.

It is assumed that 110 Mton wall-rock materials are reacting also in the underground setting. The laboratory to field scaling factor is 50% higher for the underground reactions as they are for the pit wall rocks (See Fig. 9 for explanations).

4.5 Mineral Processing

The mineral processing is taking place in two major steps where one is copper-sulfide flotation of primarily chalcopyrite and the other step is magnetic separation of magnetite. The copper sulfide flotation requires addition of lime to raise the pH to a level of 10-11. There is also input of suppressor, collector, and foaming agents that add phosphate, sodium, potassium, and organic constituents to the processing water (Table 5). These chemicals add components to the process-water that affects the quality.

There is a minor leaching from the ore during the mineral processing. This leaching is using measured concentration process water during the mineral processing tests performed by SGS, Vancouver, Canada (SGS, 2021).

The chemical used as part of the flotation is as follows: pH adjustment with slaked lime (Ca(OH)_2); the collectors may contain phosphate and alkali-elements in addition to the organic components; suppressors are organic complexes; foamers are organic complexes; and polymers are used for flocculation in the thickener.

PROCESS	CHEMICAL	CONSUPTION	INTO SOLUTION
pH adjustment	Lime Ca(OH)_2	1500-3000 g/ton	Ca
Suppressor	Carboxymethyl cellulose (CMC)	200-600 g/ton	Organic complex
Collectors	Xanthate	100-300 g/ton	Na/K, sulfur-organo complex
Foaming agent	Methyl-ether/ methyl-carbinolMIBC/DOW	100-300 g/ton	Organic complex
Flocculants/Coagulants	polymer		particles

Table 6. List of mineral processing reagents. Several chemicals have been tested as suppressors and collectors and the amount to be used is not established before pilot plant scale tests have been performed. The table also lists potential chemicals that will be part of the solution (From SWECO, 2022).

The collectors are chemicals with sodium or potassium that will be dissolved when the reagents are mixed in water. The organic complexes are will be stuck to the concentrate (copper sulfide minerals), while the suppressor organic complexes will be stuck to the tailings and only in a small degree add to the water phase.

Raising the pH will likely result in metal oxide precipitation and it also increases metal sorption onto metal oxides/hydroxides as well as to clay minerals. This would be similar to normal water-treatment systems. The difference here is that there are a lot of solid particles, ore and gangue minerals. The high content of solids will enhance the rate of mineral formation (Maurice, 2009). In the modeling of the process-water quality the effect of sorption/mineral precipitation using results from the lime treatment is taken into consideration.

There have been several tests performed to evaluate the precipitation by raising the pH with addition of lime. The results from Sweco, performed on water collected in the tailings wells show a strong reduction in several of the key parameters at a pH of approximately 10.6 (Sweco, 2021a, and 2021b). Similar tests were performed on tailings from the old tailings dam at Viscaria. These tests gave similar results, but were performed at pH 11.5 however, this is higher than expected used during the miner processing and the result is not used in modeling the process water. The results from the Sweco tests (Sweco, 2022) are used in the process water modeling (Table 6).

	UNITS	INPUT WATER			MODEL INPUT
pH		6.7	7.2	10.6	10.6
Alkalinity		??		BD	
F					PW
Sulfate	mg/L	1110	1150	1140	PW
Ca	mg/L	381	350	351	PW
Mg	mg/L	29.3	30.5	24.4	PW
Na	mg/L	110	105	107	PW
K	mg/L				PW
As	µg/L	2.79	0.904	<0.5	0.5
Cd	µg/L	0.85	<0.05	<0.05	0.1
Co	µg/L	15.2	7.17	<0.2	5
Cr	µg/L	2.03	<0.9	<0.9	0.1
Cu	µg/L	248	14.4	1.58	2.5
Ni	µg/L	29.1	18.3	<0.6	1
Pb	µg/L	19.7	<0.5	<0.5	0.5
U	µg/L	108	90.7	1.87	5
Zn	µg/L	666	29.7	<4	15

Table 6. Results from the water treatment by liming and the input to the process water modeling in the last column. PW indicate that the concentration used as output from the mineral processing plant is independent of the lime treatment and the concentration modeled in the settling pond is used for output concentration from the mineral processing plant.

The precipitation tests by liming indicate a distinct reduction for some of the critical constituents, Cu, Zn, U, Co, Pb, while major components, Ca, Mg, Na, SO₄ are unaffected by the precipitation tests. Alkalinity is also distinctly reduced. The results of the pH 10.6 lime treatment are used in the process-water quality modeling (Table 4) while the calcium concentration stays constant even with considerable addition of lime.

The produced concentrate contains 7 wt.% water. This water is lost from the water system through the drying process, before the concentrate is shipped out and does not contribute to the discharge.

4.6 Nitrogen-Containing Constituents

Nitrogen compounds (nitrate, ammonia, nitrite) were not included in the process testing since the test material was from drill cores and not newly blasted material. The amount of explosives and loss of explosives are estimated by the mine-planning group at Copperstone-Viscaria mine and on this basis included in the mass balance modeling (see Lundkvist, 2022 for more detail about the nitrogen system in a mining operation).

The explosives components (nitrate and ammonia) are soluble and undetonated explosives will, to a large extent, leach during processing. Due to water recycling within the processing plant the process water will have higher concentration in the inner circle than the outer-circle. Nitrogen constituents may be leached into the mine water during underground operations a leaching that is higher than for open pit operations. The nitrogen constituents are commonly higher in the water pumped from an underground operation than in water pumped from an open-pit mine.

The mine planners estimate the amount of explosives used to be 0.37 kg/ton ore and the same amount for wall rocks. The explosives consist of 90-95 % of ammonium nitrate, and the rest emulsifier and oil. The combustion (detonation) results in water CO₂ and N₂ as the rest product with pure combustion, however, NO_x, NH₄ etc. are minor components as well. In addition, there is also a loss of explosives during detonation and this is expected by mine planners to be approximately 5 %. These undetonated explosives will stick to the ore and the waste rocks and partly be dissolved in water interacting with the ore and the waste rocks. A major part of the dissolved explosives will, therefore, consist of ammonia and nitrate.

It is necessary to make further estimates in order to estimate the nitrate and ammonia in the water phase (Table 7). The mole concentrations of nitrate and ammonia is approximately equal, however, ammonia oxidizes to nitrite and further on to nitrate (denitrification) relatively rapidly, so that most of the nitrogen will be in the form of nitrate in the solution when dissolved from the wall/waste rocks and the ore.

SOURCE	EXCAVATED	EXPLOSIVES	NITROGEN 5% loss
UNIT	Mton/total	Ton/total	Ton/year
WASTE ROCKS	100	37,000	46.25
ORE	30	11,100	13.88

Table 7. Planned use of explosives use and resulting nitrogen loss per year, based on the explosive use per ton, production, loss of explosives (undetonated), 5% is common estimate in mining operations (Anders Lundkvist, pers. com.).

In estimating the mass balance of nitrogen in the system, it is assumed that 50 % of the nitrogen from the undetonated explosives is dissolved in the mine water in the underground operation, while the rest follows the ore to the processing plant and the mine waste to the waste rocks storage facility (WRSF). It is also assumed that all undetonated explosives that follow the ore is dissolved in the process water during processing. What goes into the tailings is a dissolved phase consisting primarily of nitrate.

It is assumed in the modeling that 50 % of the undetonated explosive (23.12 tons/year) is dissolved from the waste rocks during the months when water is not freezing. The rest of the undetonated explosives are following the waste rocks to the WRSF. The nitrate is soluble and within a few months of exposed to rain, nitrate will be leach out. However, the

infiltration rate is relatively slow so that for a built-up pile there is still several years of delay for nitrate to leach out at the base of waste rock piles and it may take 10-20 years before a peak of nitrate will reach the base of the waste rock piles. For the mass this process-water balance-calculation however, it is assumed that the yearly contribution to the waste rocks of nitrogen species is leached out every year.

5 Discharge Water-Quality Modeling Results

DHI performed surface and groundwater modeling to calculate flow for the maximum depth and size of the mine (15 years after operation starts) the tree scenarios for normal, dry and wet years (DHI Hydrogeological data, December 1, 2021). The monthly flow data is used in modeling of the process water quality. The water quality modeled in the settling pond is representing water that is either discharged or sent to a water treatment plant.

The input concentrations and leaching rates that are included in the mass balance and water quality calculation are listed in Table 8 and 9.

	D-Zone Waste Rock Short-term mg/ton	D-Zone Waste Rock Long-term mg/ton	A&B Zone Waste Rock Short-term n. mg/ton	A&B Zone Waste Rock Long-term. mg/ton	D-Zone Tailings Long-term kin. mg/ton
Alkalinity					
pH					
NO3-N					
Fluoride	6	0.9	3	1.52	6
Sulfate	497	236	17,046	2,664	634
Ca	411	287	6,227	1,691	781
K	190	90	802	268	-
Mg	116	41	289	25	-
Na	89	6	136	16	-
As	6	4	46	59	-
Cd	0	1	38	15	-
Co	5	4	430	75	-
Cr	2	0	0.01	0.01	-
Cu	374	201	339	99	-
Ni	7	2	475	87	1
P	119	63	0.01	0.01	1
Pb	0	2	4	10	1
U	0.000	0.000	28	6	18
Zn	19	88	2,032	1,356	223

Table 8. Leaching rates from the waste rocks and tailings used in modeling of the process water.

	Discharge GW BM4 mg/l	B-zone AVA-15B mg/l	AVA15 mg/l	Groundwater AWH0003 mg/l	Rain Water mg/l	AVA02 mg/l
Alkalinitet			143		0.10	32
pH	-		8.0		5.00	7.5
NO₃-N			65		0.20	0.76
Fluorid		0.1	0.14	0.1	0.01	0.14
Sulfat	95	48	197	9.13	0.50	70
Ca	54	33	106	32.8	0.10	32.0
K	4.0	3.6	5.4	2.97	0.10	3.4
Mg	7.6	1.85	8.8	6.48	0.10	4.1
Na	7.09	0.99	7.4	3.06	0.10	7.9
As	0.066	70	0.79	0.58	0.00	0.068

Cd	µg/l	0.19	0.49	0.16	0.044	0.00	0.0043
Co	µg/l	0.080	15.6	21	3.01	0.00	0.043
Cr	µg/l	2.25	0.086	0.021	1.43	0.00	0.19
Cu	µg/l	3.58	21.2	1.13	8.9	0.00	0.845
Ni	µg/l	8.8	9.9	23.6	1.48	0.01	0.33
P	µg/l	1.6	2.02	1.7	127	0.01	2.7
Pb	µg/l	0.019	0.13	0.036	0.24	0.01	0.05
U	µg/l	3.8	0.24	27	0.35	0.01	1.0
Zn	µg/l	91	55	387	2.38	0.10	2.6

Table 9. Water quality for input water used in modeling of the process water.

The mass balances for 17 constituents (SO₄, F, Ca, Mg, K, Na, As, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb, P, U, Zn, NO₃) are calculated in the end product that will either go to a water treatment or discharged. This same water is also used pumped back into the processing plant as supplement in the flotation and for transporting the tailings from the processing plant to the tailings pond. The results are given in Table 9, Figure 10 and 11 and Attachment B.

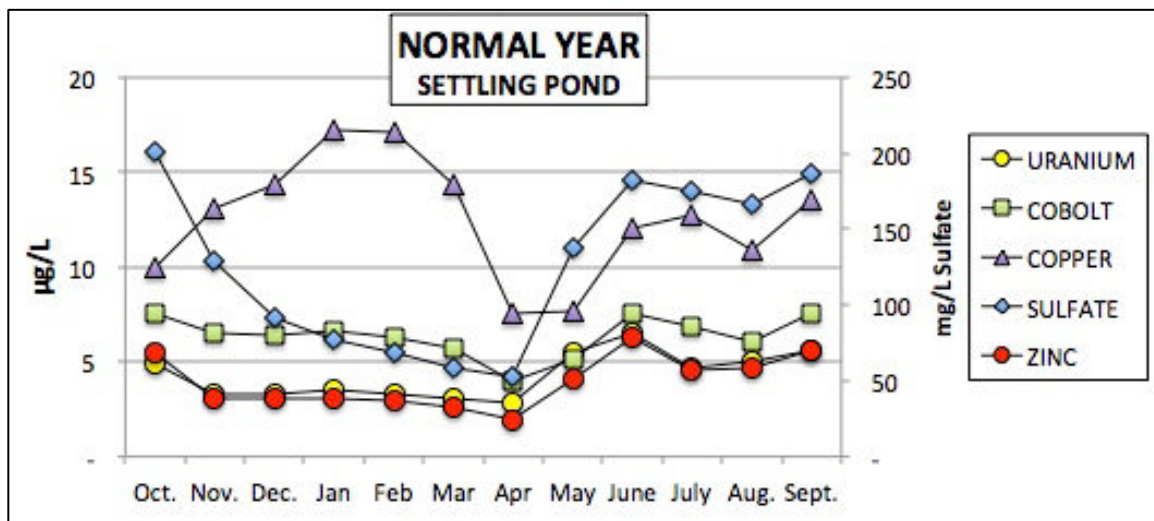


Fig. 10. Modeled concentrations of U, Co, Cu Zn in µg/L and sulfate in mg/L for normal year rainfall.

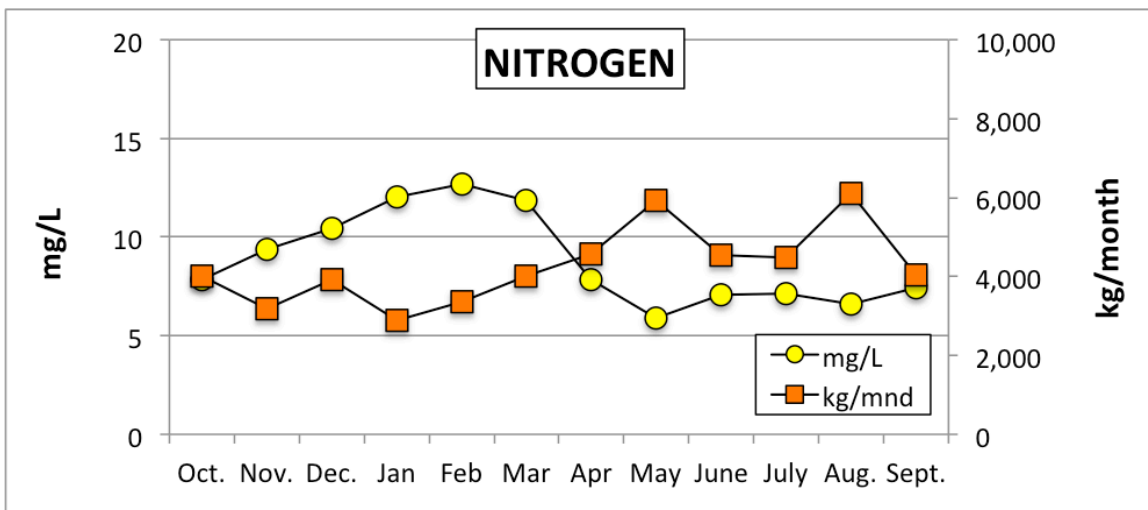


Fig. 11. Modeled concentrations of Nitrate-N in mg/L for normal year rainfall.

The results of these calculations indicate that the main sources are the water pumped from the mines and seepage from the tailings area (Fig. 12 and 13). Volume of all sources is affected by the seasons (frost in the winter, snow melting in spring, summer rainfall). The settling pond works as an equalization pond and reduces the seasonal peak variations since all collected water, including the water discharged from the mineral processing plant are discharged into the settling pond.

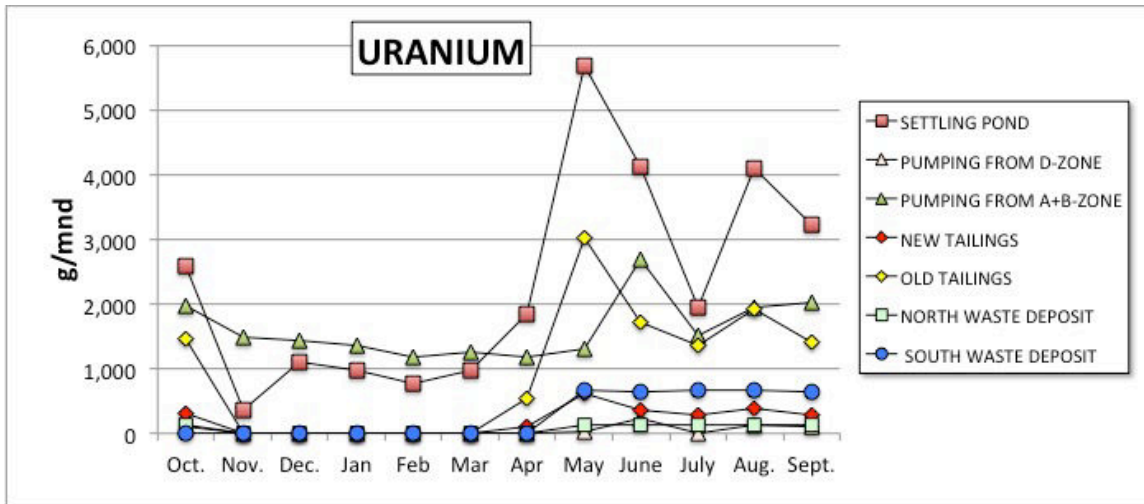


Fig. 12. Modeled mass flow of uranium in g/month for normal year rainfall.

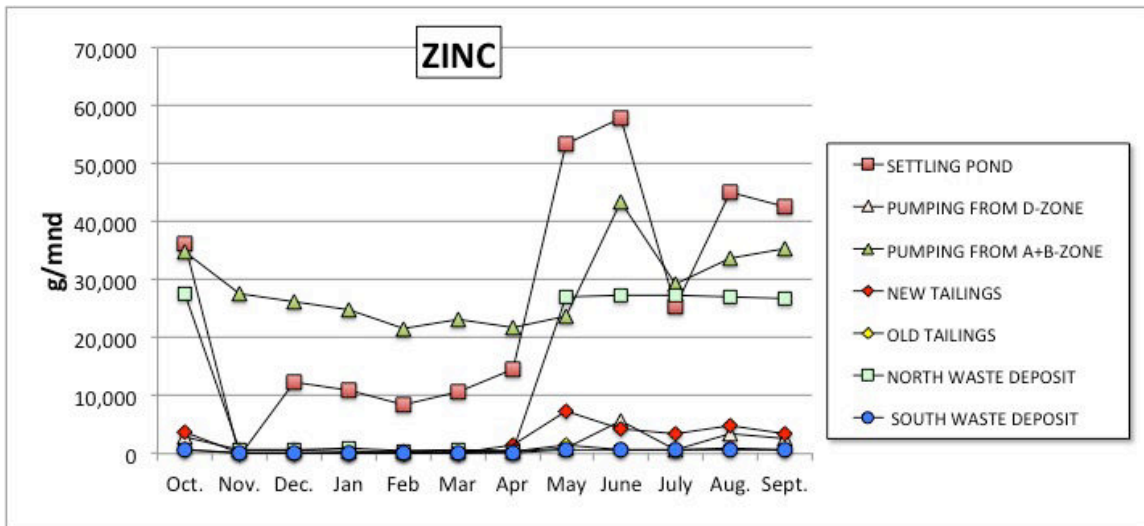


Fig. 13. Modeled mass flow of zinc in g/mnd for normal year rainfall.

The natural treatment of the water by letting it go through the processing plant with a pH rise to 10.5-11 removes many metals. In the model this has for several of the critical elements been set to a fixed concentration which is set at a conservative level. A more appropriate method would be to have a scaled percent removal based on a series of tests with different pH's and different starting concentrations. The percent removal would be

high at high concentration and would go down to a minimum concentration. The minimum concentration may for some of the metals be below laboratory reporting detection limit. To simplify the system relatively high concentrations are set as fixed independent of the concentrations going into the processing plant. This result in a constant concentration out of the processing plant for these elements, while in reality, the concentrations would change over the year depending upon the incoming concentrations.

Average copper concentrations in the modeled discharge water are similar to the current seeps from the tailings/settling ponds, AVA17 (Table 2).

The concentrations and mass loading for the main trace elements have also been calculated for the other two precipitation scenarios wet year and dry year as modeled by DHI (DHI, 2021). In general, there is not a large difference between these three scenarios (Figs. 14, 15, 16). The main concentration difference between normal wet and dry precipitation years take place is during the snow-melting month May.

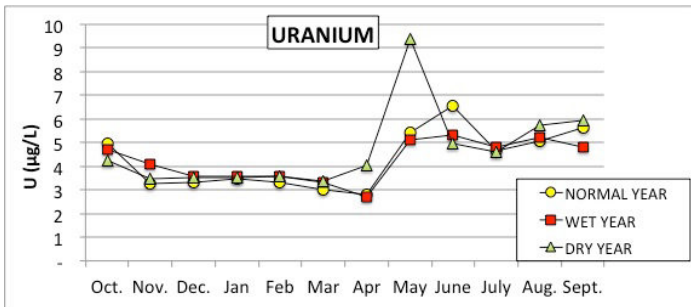


Fig. 14. Comparison of uranium concentrations in µg/L of the discharge water for the three years precipitation scenarios, normal, dry and wet years.

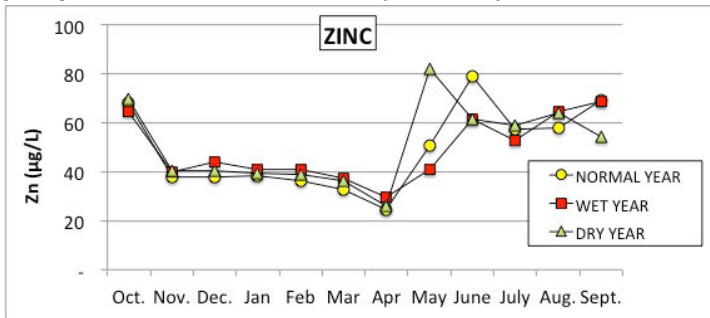


Fig. 15. Comparison of zinc concentrations in µg/L for the discharge water without water treatment for the three years precipitation scenarios, normal, dry and wet years.

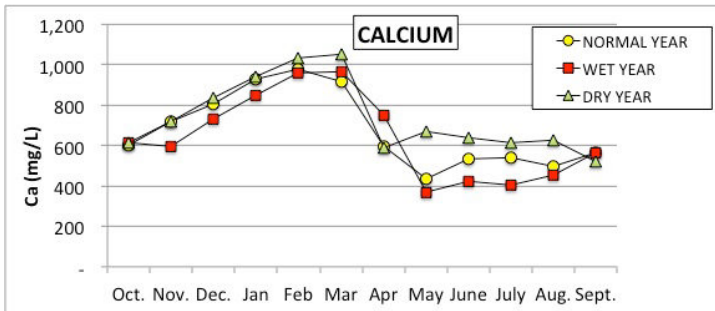


Fig. 16. Comparison of calcium concentrations in mg/L for the discharge water without water treatment for the three years precipitation scenarios, normal, dry and wet years.

6 Conclusions

The following conclusions can be drawn from this preliminary discharge water quality modeling:

- The mine water and the groundwater from the tailings pond are the main controlling sources for the constituents modeled in the discharge water.
- The settling pond acts as an equalization pond to reduce the transient variations of discharge water quality.
- Pumping from the A and B-zone is the main uranium source, minor from the old tailings dam.
- Water from the A and B-zone is the main source of zinc and cobalt, minor from the North Waste-Rocks Storage Facility during the summer.
- Water from the D-zone is the main source of copper.
- Water from the A and B-zone and leakage from the old tailings area are main sources of sulfate.
- Uranium concentrations are in the range of 4-8 μ /L in untreated discharge water.
- Increasing pH in the process during sulfide flotation will result in reduction to 25-50% in an overall trace metals concentration compared with no pH adjustment.

7 References

- Bergknut och Novikova , Sweco 2021a, Presentaton av vattenreningsmetodik, Internal meeting, Copperstone Viscaria AB
- Bergknut och Novikova , Sweco, 2021b, Water treatment method testing, Final report water treatment systems for the Viscaria Project. Internal meeting, Copperstone Viscaria AB
- DHI, 2021. Normal year precipitation according to
- DHI 2021, December Hydrogeology modeling
- Lundkvist, A., 2022: Kveve i gruvevatten Maurice, P. A., 2009: Environmental surfaces, and interface from nanoscale to global scale, Wiley,
- Karlsson, E. 2021, Field report on Water well installations, Internal report Copperstone-Viscaria AB.
- SGS, 2021
- Bergknut, M.-and Ksenia, SWECO, 2022: Final report on water treatment systems for the Viscaria Project.
- Ola Hansson, Sweco, 2022: personal communication January 2022 on water balance estimates for mineral processing and the settling pond.
- Walder, I.F., 2022a – Report: Viacaria copper project , tailings and waste rocks kinetic testing. KREC, March 18, 2022. 71 pp.
- Walder, I.F. 2022b in prep. Environmental Geochemistry report.

Attachment A Abbreviations

ABA – Acid base accounting

NWRSF – Northeast waste rock storage facility

SWRSF - Southwest waste rock storage facility

WRSF – Waste rock storage facility

SCE – Sequential chemical extraction

Appendix B – Modeled settling pond water quality

Monthly concentration for a year for the six likely most critical components, monthly mass loading for discharge of excess water without water treatment and the volume of discharge water used for the mass loading calculation. Calculations are for Normal (A), Wet (B) and Dry (C) year precipitation according to DHI, 2021.

A. SETTLING POND QUALITY AND DISCHARGE MASSES, NORMAL YEAR,											
	DISCHARGE WATER QUALITY					DISCHARGE MASS					
	SULF.	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	SULFATE	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	DHI Dec1
	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	kg/mnd	g/mnd	g/mnd	g/mnd	g/mnd	m3/mnd
Oct.	201	7.5	9.9	4.9	68	103,048	3,840	5,080	2,747	34,811	511,920
Nov.	129	6.5	13.1	3.3	38	43,943	2,230	4,468	1,123	12,953	341,496
Dec.	91	6.4	14.3	3.3	38	34,160	2,396	5,392	1,116	14,139	375,840
Jan	77	6.7	17.2	3.5	38	18,525	1,596	4,129	942	9,198	239,760
Feb	69	6.3	17.1	3.3	36	18,321	1,683	4,551	858	9,653	265,449
Mar	59	5.7	14.3	3.0	33	19,781	1,931	4,815	1,077	11,092	336,960
Apr	52	4.0	7.5	2.8	25	30,690	2,312	4,403	1,930	14,362	584,784
May	137	5.1	7.7	5.4	51	138,616	5,183	7,736	5,575	51,244	1,008,720
June	183	7.6	12.1	6.6	79	117,513	4,858	7,755	3,661	50,699	642,816
July	175	6.8	12.7	4.7	57	110,110	4,304	8,002	3,061	36,013	628,560
Aug.	167	6.1	10.9	5.1	58	154,369	5,657	10,134	4,049	53,728	926,640
Sept.	187	7.5	13.5	5.6	69	101,187	4,067	7,340	3,021	37,616	542,376
AVG	127	6	13	4	49						

B. SETTLING POND QUALITY AND DISCHARGE MASSES, DRY YEAR											
	DISCHARGE WATER QUALITY					DISCHARGE MASS					
	SULF.	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	SULFATE	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	DHI Dec1
	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	kg/mnd	g/mnd	g/mnd	g/mnd	g/mnd	m3/mnd
Oct.	212	6.9	16	3.9	75	92,043	2,995	6,748	1,988	32,556	434,160
Nov.	102	1.9	23	2.2	50	26,754	500	6,007	776	13,055	261,144
Dec.	87	5.1	28	3.3	16	20,806	1,231	6,739	1,007	3,837	239,760
Jan	86	2.1	31	2.4	41	17,349	424	6,216	650	8,321	200,880
Feb	89	4.5	34	3.2	19	17,949	903	6,802	712	3,737	200,880
Mar	84	2.2	32	2.3	35	16,966	449	6,403	635	6,958	200,880
Apr	84	2.2	14	3.8	18	63,033	1,658	10,706	3,090	13,595	747,720
May	261	5.6	24	8.9	76	190,248	4,056	17,530	5,078	55,099	727,920
June	213	4.1	25	2.4	42	128,294	2,451	15,200	1,355	25,404	602,640
July	196	4.9	25	4.8	55	108,536	2,691	13,950	2,851	30,446	552,960
Aug.	225	4.8	26	5.5	56	119,786	2,542	13,892	3,072	29,867	531,360
Sept.	196	3.7	18	5.5	45	173,877	3,253	16,344	4,694	40,035	888,336
AVG	153	4	25	4	44						

C. SETTLING POND QUALITY AND DISCHARGE MASSES, WET YEAR											
	DISCHARGE WATER QUALITY					DISCHARGE MASS					
	SULF.	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	SULFATE	COBALT	COPPER	URAN.	ZINC	DHI Dec1
	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	kg/mnd	g/mnd	g/mnd	g/mnd	g/mnd	m3/mnd
Oct.	223	5.8	13	4.4	63	101,076	2,628	5,964	2,458	28,393	511,920
Nov.	129	2.0	22	1.7	38	47,620	741	8,155	565	14,183	604,872
Dec.	95	3.7	25	3.0	17	33,719	1,312	9,013	1,020	5,985	298,080
Jan	89	2.6	31	2.3	29	19,605	570	6,796	630	6,340	259,200
Feb	85	3.1	31	2.6	20	18,518	670	6,756	679	4,387	242,441
Mar	75	2.5	26	2.2	22	23,686	798	8,211	790	7,098	239,760
Apr	63	2.0	14	2.4	16	28,288	890	6,294	1,630	7,368	441,936

May	139	3.3	15	4.7	41	165,544	3,877	17,354	4,836	48,725	1,347,840
June	207	5.4	24	5.9	67	120,749	3,156	14,171	3,299	39,097	807,984
July	192	4.0	24	3.2	37	147,581	3,043	18,542	2,119	28,760	907,200
Aug.	179	3.9	20	4.7	47	173,154	3,719	19,348	3,753	45,727	686,880
Sept.	207	5.0	26	4.7	55	149,049	3,602	18,474	2,550	39,920	482,112
AVG	140	4	23	3	38						

Modeled monthly concentration for a year for the sixteen constituents for discharge of excess water without water treatment. Calculations are for normal year precipitation according to DHI, 2021. Alk. – alkalinity, pH, and Silica are estimated concentrations based on analyzed data in the field and from different laboratory experiments e.g. kinetic testing, precipitation treatment.

	Alk	pH	SO4	Ca	K	Mg	Na	SILICA	F	N-NO ₃	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	P tot.	Pb	U	Zn
	Estim	Estim.	Estim.																	
	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L
Oct.	50	7.5	201	130	19	8.2	6.6	5.0	0.5	7.9	18	0.6	7.5	0.40	10	9.1	12.8	0.7	4.9	68
Nov.	50	7.5	129	132	20	7.9	5.7	5.0	0.4	9.4	21	0.8	6.5	0.42	13	10.3	22.5	0.7	3.3	38
Dec.	50	7.5	91	135	21	7.9	5.2	5.0	0.3	10.5	23	0.9	6.4	0.43	14	10.9	28.5	0.7	3.3	38
Jan	50	7.5	77	147	23	8.4	5.2	5.0	0.3	12.0	25	1.0	6.7	0.47	17	12.1	34.9	0.8	3.5	38
Feb	50	7.5	69	151	24	8.5	5.2	5.0	0.3	12.7	26	1.1	6.3	0.47	17	12.4	37.2	0.8	3.3	36
Mar	50	7.5	59	139	23	7.9	4.9	5.0	0.3	11.9	23	1.0	5.7	0.43	14	11.3	34.2	0.7	3.0	33
Apr	50	7.5	52	98	15	5.7	4.4	5.0	0.4	7.8	15	0.6	4.0	0.28	8	7.2	21.1	0.5	2.8	25
May	50	7.5	137	96	12	5.1	5.3	5.0	0.5	5.9	10	0.4	5.1	0.22	8	5.3	14.1	0.3	5.4	51
June	50	7.5	183	117	14	6.3	5.9	5.0	0.4	7.1	13	0.6	7.6	0.37	12	8.0	17.4	0.4	6.6	79
July	50	7.5	175	112	14	5.9	5.4	5.0	0.4	7.1	16	0.6	6.8	0.31	13	7.8	18.2	0.6	4.7	57
Aug.	50	7.5	167	106	13	5.7	5.3	5.0	0.4	6.6	14	0.5	6.1	0.32	11	7.2	16.8	0.7	5.1	58
Sept	50	7.5	187	118	15	6.2	5.4	5.0	0.4	7.4	16	0.6	7.5	0.35	14	8.5	19.5	0.9	5.6	69

Appendix C – SGS - mineral processing tests result

Water quality for the different discharges in the flotation process from the SGS mineral processing tests.

Sample ID			Sulphide-F9 Cu Cln2 Conc	Sulphide-F9 Cu Cln2 Tail	Sulphide-F9 Cu Cln1 Tail	Sulphide-F9 Cu Ro Tail	Transition-F4 Cu Cln2 Conc	Transition-F4 Cu Cln2 Tail	Transition-F5 Cu Cln1 Tail	Transition-F6 Cu Ro Tail
Parameter	Method	Units								
Solution Weight		g	309.4	762.9	713.0	732.6	680.8	639.3	700.3	673.4
Conductivity		uS/cm	288	121	245	377	373	132	185	346
Alkalinity		mg CaCO3/L	42.2	25.8	50.1	55.6	51.0	28.9	27.4	46.3
Total Dissolved Solids		mg/L	131	40	86	186	180	49	86	151
Dissolved Metals:										
Hardness CaCO3		mg/L	69.7	34.4	66.8	84.5	92.9	37.3	49.3	82.5
Aluminum Al	ICP-MS	mg/L	0.116	0.184	0.444	0.229	0.114	0.195	0.238	0.132
Antimony Sb	ICP-MS	mg/L	0.0115	0.0031	0.0023	0.0043	0.0144	0.0045	0.0063	0.0059
Arsenic As	ICP-MS	mg/L	0.0362	0.0197	0.0149	0.0159	0.0389	0.0165	0.0480	0.0363
Barium Ba	ICP-MS	mg/L	0.0143	0.00678	0.00882	0.00922	0.0139	0.00644	0.00794	0.00526
Beryllium Be	ICP-MS	mg/L	< 0.000007	< 0.000007	< 0.000007	< 0.000007	< 0.000007	< 0.000007	< 0.000007	< 0.000007
Bismuth Bi	ICP-MS	mg/L	< 0.000007	< 0.000007	0.000015	0.000012	0.000096	0.000023	< 0.000007	< 0.000007
Boron B	ICP-MS	mg/L	0.022	0.009	0.009	0.015	0.019	0.008	0.011	0.014
Cadmium Cd	ICP-MS	mg/L	0.000031	0.000006	< 0.000003	0.000004	0.000046	0.000010	0.000006	0.000011
Calcium Ca	ICP-MS	mg/L	25.1	12.6	25.9	33.1	33.5	13.5	18.2	32.3
Chromium Cr	ICP-MS	mg/L	0.00044	0.00055	0.00038	0.00075	0.00070	0.00126	0.00044	0.00136
Cobalt Co	ICP-MS	mg/L	0.000602	0.000214	0.000176	0.000145	0.00142	0.000291	0.000289	0.000254
Copper Cu	ICP-MS	mg/L	0.0036	0.0035	0.0012	0.0018	0.0087	0.0034	0.0015	0.0031
Iron Fe	ICP-MS	mg/L	< 0.007	0.016	0.009	< 0.007	0.090	0.009	< 0.007	0.012
Lead Pb	ICP-MS	mg/L	0.00066	0.00113	0.00019	0.00051	0.0186	0.00124	0.00008	0.00052
Lithium Li	ICP-MS	mg/L	0.0017	0.0005	0.0006	0.0004	0.0043	0.0012	0.0018	0.0035
Magnesium Mg	ICP-MS	mg/L	1.69	0.702	0.531	0.441	2.26	0.876	0.909	0.447
Manganese Mn	ICP-MS	mg/L	0.00979	0.00062	0.00047	0.00058	0.00541	0.00110	0.00223	0.00026
Mercury Hg	ICP-MS	ug/L	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Molybdenum Mo	ICP-MS	mg/L	0.00628	0.00142	0.00318	0.00694	0.0193	0.00274	0.00388	0.0164
Nickel Ni	ICP-MS	mg/L	0.0014	< 0.0001	0.0001	0.0004	0.0021	0.0002	0.0007	0.0006
Phosphorus P	ICP-MS	mg/L	0.029	0.033	0.034	0.028	0.156	0.042	0.023	0.033
Potassium K	ICP-MS	mg/L	6.63	3.69	5.54	10.6	4.89	2.65	3.82	4.28
Selenium Se	ICP-MS	mg/L	0.00176	0.00196	0.00208	0.00228	0.00469	0.00408	0.00548	0.00380
Silicon Si	ICP-MS	mg/L	2.35	1.54	1.49	3.49	2.31	1.33	1.22	2.66
Silver Ag	ICP-MS	mg/L	< 0.00005	< 0.00005	< 0.00005	< 0.00005	< 0.00005	< 0.00005	< 0.00005	< 0.00005
Sodium Na	ICP-MS	mg/L	11.4	3.44	6.89	15.0	18.3	4.26	7.18	16.8
Strontium Sr	ICP-MS	mg/L	0.0545	0.0261	0.0387	0.0550	0.0616	0.0277	0.0347	0.0419
Sulphur (S)	ICP-MS	mg/L	8	2	6	9	13	5	8	8
Thallium Tl	ICP-MS	mg/L	0.000081	0.000012	0.000010	0.000024	0.000072	0.000012	0.000018	0.000029
Tin Sn	ICP-MS	mg/L	0.00063	0.00025	0.00028	0.00032	0.00026	0.00036	0.00018	0.00040
Titanium Ti	ICP-MS	mg/L	0.00005	0.00012	0.00013	0.00005	0.00015	< 0.00005	0.00006	< 0.00005
Uranium U	ICP-MS	mg/L	0.000433	0.000085	0.000045	0.000030	0.000485	0.000093	0.000170	0.000077
Vanadium V	ICP-MS	mg/L	0.00418	0.00220	0.00258	0.0107	0.00306	0.00137	0.00142	0.00519
Zinc Zn	ICP-MS	mg/L	0.006	< 0.002	< 0.002	0.004	0.012	0.002	0.002	0.004
Zirconium Zr	ICP-MS	mg/L	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002

IDÉSTUDIE FÖR VATTENRENING

Copperstone Viscaria AB



Uppdragsnummer: 30018521
Kund: Copperstone Viscaria AB
Ver: -
Datum: 2022-02-14
Upprättad av: Magnus Bergknut
Dokumentreferens: \\seumefs002\projekt\21633\13012434_vattenr
ening_copperstone_projektet\000\10
arbetsmtrl_dok\4. principförslag\rapport\rapport
- vattenrening med kostnadsbedömning 2022-
02-14.docx

Innehållsförteckning

1	Inledning	4
2	Bakgrund	4
3	Förutsättningar och avgränsningar.....	4
3.1	Bakgrund till teknisk lösning	6
4	Beskrivning av teknisk lösning	8
4.1	Systemlösning	8
4.2	Processlösning	9
4.2.1	Kemisk fällning	9
4.2.2	Sedimentering	10
4.2.3	Filtrering.....	11
4.2.4	Slamhantering	13
4.3	Reningsgrad	14
5	Osäkerheter och rekommendation till fortsatt utredning	14

1 Inledning

Sweco har fått i uppdrag av Copperstone Viscaria AB (Copperstone) att ta fram en idéstudie och en kalkyl för en anläggning med tillhörande förbehandling för rening av vatten upp till 600 m³/h från den planerade återupptagandet av gruvverksamheten vid den f.d. Viscariagruvan.

I uppdraget ingår att genom en idéstudie för vattenrening titta på såväl teknik som kostnader för uppförande av anläggning samt drift av anläggningen.

Det vatten som skall renas är bräddvatten vid utskovet från klarningsmagasinet, vilket inkluderar det huvudsakliga vattnet från gruvverksamheten.

2 Bakgrund

Copperstone avser att återuppta gruvverksamheten vid den f.d. Viscariagruvan, där gruvdrift tidigare pågick mellan 1982 till 1997 då brytning och anrikning av kopparmalm utfördes. Den planerade gruvverksamheten kräver tillstånd enligt miljöbalken (SFS 1998:808) och en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ska ingå i ansökan om tillstånd för planerad verksamhet.

Den aktuella malmen innehåller framförallt koppar men också järn, och den planerade gruvverksamheten omfattar brytning av malm och gråberg i dagbrott och underjordsgruva med tillhörande anriknings- och deponeringsprocesser. I samband med gruvverksamhet planeras ett antal skyddsåtgärder som bland annat innefattar hantering och behandling av vatten innan det når recipient.

Med anledning av ovanstående har Copperstone ett behov av att öka sin kunskap kring möjliga tekniker och strategier för vattenrening. Föreliggande idéstudie är en del av detta kunskapsinhämtande och resultaten kommer att användas som bakgrundsinformation till den planerade miljötillståndsansökan gällande den samlade verksamheten i Viscaria.

3 Förutsättningar och avgränsningar

För dimensionering och beräkningar har följande antaganden gjorts:

- Allt vatten förutsätts behandlas i en gemensam anläggning.
- Inkommande flöde till anläggningen behöver utgöras av ett i praktiska termer utjämnat flöde.
- Vatten till reningsverket förutsätts ledas via en trycksatt ledning.
- Flöden:
 - 600 m³/h - används för framtagning av preliminär systemlösning och preliminär kostnadskalkyl
 - 600 och 800 m³/h – kommer användas vid uppdatering av systemlösning och uppdatering av kostnadskalkyl
- Renat vatten efter filtersteg förutsätts kunna avledas med självfall till recipient.
- Interna uppsamlingssystem och pumpstationer på området är ej inkluderat i utredningen.

För dimensionering och metodval av reningsanläggning samt för att beräkna kostnader för reningsanläggningen har halterna i Tabell 1 använts.

Tabell 1. Beräknade halter på inkommande vatten till framtida reningsanläggning samt önskade resulterande utgående halter som grund för dimensionering.

	Ingående halt bräddvatten	Förväntad halt i renat vatten	Målhalt innan vattnet släpps till recipient (löst halt, µg/l)	
	Normalår		Årsmedelvärde	Max
Kobolt	4,1	0,2–2,0	1,06	-
Koppar¹	23	1,5–2,0	0,5	-
Sulfat	138	Ingen renings föreslås i nuläget	28 ² / 309 ⁴	-
Uran	3,7	ca 2,0	0,23 ² / 0,42 ³	8,6
Zink¹	43	4–10	6,7 ² / 7,9 ³	-

Målhalterna i Tabell 1 avser:

1. Biotillgänglig halt
2. Platsspecifik bedömningsgrund (ACES, Pahtajoki)
3. Platsspecifik bedömningsgrund (Rautasälven)
4. BC:s riktlinjer avseende sulfat (beroende av hårdhet, Pahtajoki)

Halterna i Tabell 1 ska inte antas utgöra framtida åtgärds mål eller framtida kravnivåer och heller inte representera samtliga ämnen som kan komma behandlas i en framtida anläggning.

Kväverening exkluderas från systemlösningen eftersom det:

- Saknas underlag
- Kommer kräva en betydligt större yta än vad som är möjligt vid bräddutloppet
- Är fördelaktigt att hantera vatten med högre temperatur, varför kväverening vid utloppet inte är optimalt

Som underlag för aktuell idéstudie har data från tester i labbskala använts. Tester i labbskala kan ge en indikation på möjlig reningseffektivitet men pilottester behövs för att verifiera utfall i större skala. Det ska också noteras att ingående vatten i dessa tester var från sandmagasinet och att vatten från andra delområden kan ge andra resultat då andra områden kan uppvisa andra halter. Halterna från vatten i sandmagasinet får dock anses vara representativa för verksamheten i stort.

Bedömda slammängder har i idéstudie beräknats utifrån teoretiska antaganden. Tester i pilotskala behövs för att i mer detalj bedöma slammängder och slamhantering.

De översiktligt kalkylförutsättningar som använt baseras på den systemlösning som presenteras i denna rapport, och bedöms vara förknippade med stor osäkerhet. Vanligtvis bedöms kostnader utifrån ett principförslag som baseras på pilotförsök. Den bedömda ytan för anläggningen, entreprenadkostnad, driftkostnad, etc, som anges i denna idéstudie är därför preliminära och ska ses som en indikation på storleksordning av dessa poster.

Att anlägga en gemensam reningsanläggning för hela området bedöms vid rapportens skrivande totalt sett ge en lägre investeringskostnad jämfört med rening av delflöden, men framtida utredningar kan ändra den bedömningen.

3.1 Bakgrund till teknisk lösning

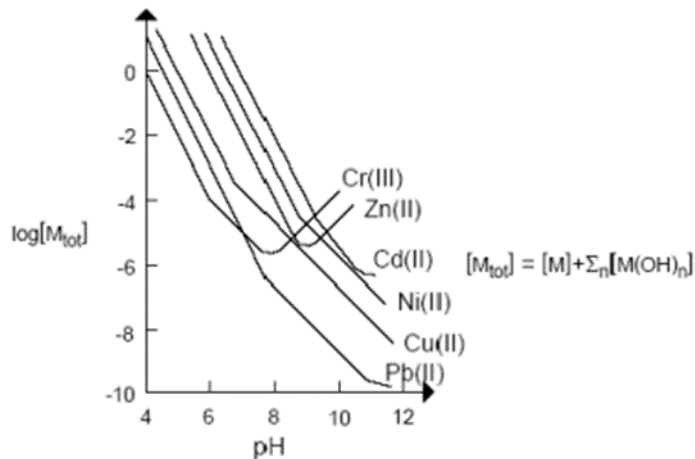
I det följande ges en kort bakgrund till principerna och de kemiska förutsättningarna för den valda tekniska lösningen.

Vattnet innehåller förutom en mindre mängd partiklar även metaller i löst form. För att dessa ska kunna avskiljas tillsätts kemikalier som tillsammans med metalljonerna bildar svårslösliga salter eller komplex som faller ut som partiklar och som därmed blir möjliga att avskilja genom sedimentation och eller filtrering.

I detta fall bedöms konventionell rening med kemisk fällning (släckt kalk), sedimentering och filtersteg vara relevant. pH-justering av renat vatten innan utsläpp till recipienten kan eventuellt behövas. Eventuellt kompletterande reningssteg (poleringssteg) kan visa sig vara nödvändigt, särskilt avseende kobolt och uran.

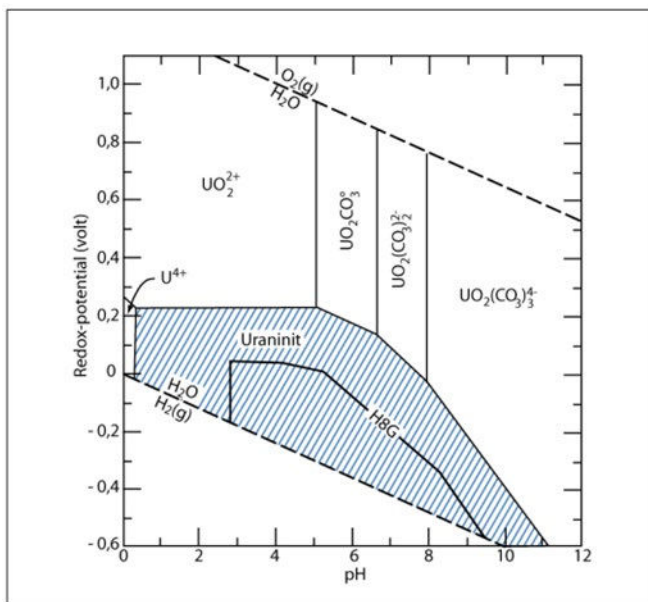
Av Figur 1 kan lösligheten för ett flertal relevanta metaller studeras. Zink har sitt löslighetsminimum runt pH 9 medan utfällning av kadmium, nickel, koppar och bly gynnas av ett högre pH. För bästa fällningsresultat för zink och kadmium bör pH normalt justeras till runt 10, men för att kunna hantera samtliga metaller bör pH optimeras. Det är heller inte på förhand givet att de mest optimala pH-värdena för bildning av metallhydroxider är detsamma som optimala betingelser för behandling av samtliga aktuella ämnen. Metaller påverkas också av redoxpotentialen och redoxpotentialen och pH i samverkan avgör i vilken koncentration och i vilken form lösta ämnen förekommer. pH är ett mått på vätejonaktiviteten medan redoxpotentialen mäter balansen mellan oxiderande och reducerande ämnen.

Vilken kemikalie som lämpligast används för pH-justeringen bör utprovas genom pilotförsök men preliminärt bedöms släckt kalk vara lämpligt utifrån ett kostnadsperspektiv. pH-justering med natriumhydroxid kan vara ett alternativ för att kunna reducera mängden bildat slam jämfört med släckt kalk.



Figur 1. Lösighet för metallhydroxider, M_{tot} som funktion av pH (Nilsson 1971).

Ett av problemämnena vid rening är Uran. Beroende på vattnets redoxpotential, pH och jonstyrka uppträder uran i olika jonformer, se Figur 2.



Figur 2. Redoxpotential, volt som funktion av pH för uran i olika former.

Sexvärd uran i form av uranyljonen, UO_2^{2+} är den vanligaste formen men kemiskt runt uran är förhållandevis komplex och uran kan komplexbinda med flera andra joner, dock oftast med vätekarbonat. Beroende av pH får karbonatkomplexen

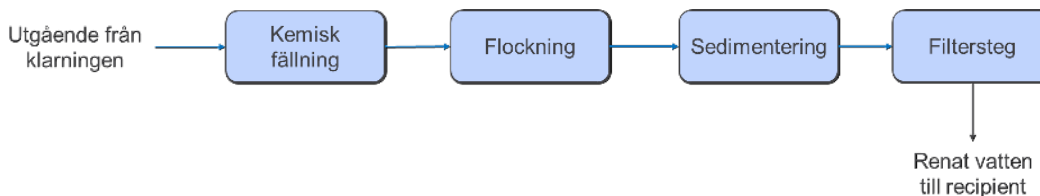
olika laddning. Utförda försök i lab visar att uran i undersökta vatten kan behandlas genom att justera pH till ca pH 10,0 – 10,5.

4 Beskrivning av teknisk lösning

I de följande avsnitten redovisas förutsättningar och avgränsningar för - samt den föreslagna lösningen. Notera att samtliga förslag motsvarar en idéstudie.

4.1 Systemlösning

I Figur 3 beskrivs den övergripande systemlösningen, där vatten från klarningen pumpas till reningsanläggningen i ett flöde av 600 m³/h. Klarningsmagasinet är vid rapportens skrivande tänkt att användas för att säkerställa ett jämnt flöde in till processen där sand- och klarningsmagasinet kan ta upp variationer i flöden, exempelvis vid snösmältning eller vid regn.

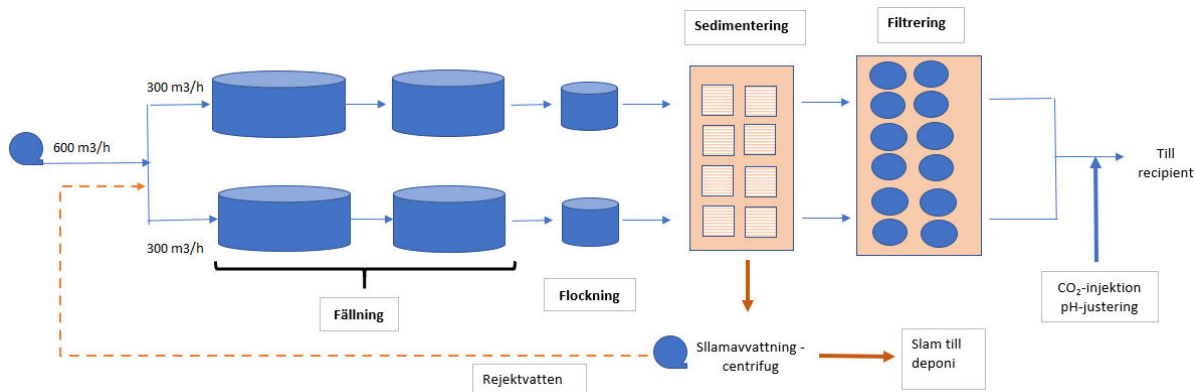


Figur 3. Förslag på övergripande systemlösning.

Att anlägga en gemensam reningsanläggning för hela området bedöms vid rapportens skrivande vara en totalt sett lägre investeringskostnad jämfört med rening av delflöden, men framtida utredningar kan ändra den bedömningen. Interna uppsamlingssystem och pumpstationer på området är ej inkluderat i systemlösningen.

4.2 Processlösning

Den föreslagna lösningen är en konventionell rening med kemisk fällning, flockning, sedimentering och sandfiltrering då det anses vara en stabil och väl beprövad process. Som avvattningsavslutning av slam föreslås centrifugering.



Figur 4. Förslag på processlösning.

4.2.1 Kemisk fällning

I grunden utgörs den kemiska fällning som föreslås i detta fall av följande moment:

- pH-justering under snabbinblandning
- Tillsats av flockningsmedel (polymer) under snabbinblandning
- Flockning under långsam omrörning

Den vanligaste processutformningen för konventionell kemisk fällning består av två reaktionstankar och en flockningstank. pH-justeringskemikalie tillsätts till första reaktionstanken, där metallfällningen startas. Processen fortsätter i den andra reaktionstanken. I en efterföljande flockningstank tillsätts flockningsmedel innan vattnet till sist leds vidare till sedimenteringssteg.

När det gäller reaktorvolym och uppehållstider är den totala uppehållstiden i hela systemet en viktig parameter. För att säkerställa god reningseffekt med avseende på tungmetaller bör uppehållstiden i anläggningen vara tillräcklig lång. Reaktorvolym i anläggningen är satta utifrån uppehållstid på 30 min i varje reaktionstank.

Baserat på labtester föreslås släckt kalk som pH-justeringskemikalie. Kalksläckning utförs med fördel på plats. Bränd kalk från silon utanför reningsverket doseras till en släckare där det blandas med vatten för att skapa släckt kalk. I en omrörd tank blandas den släckta kalken med ytterligare vatten för att skapa den kalkslurry som senare används för pH-höjning.

För att prestera acceptabla resultat för samtliga parametrar behöver val och dosering av kemikalier samt betingelser utredas i pilotskala.

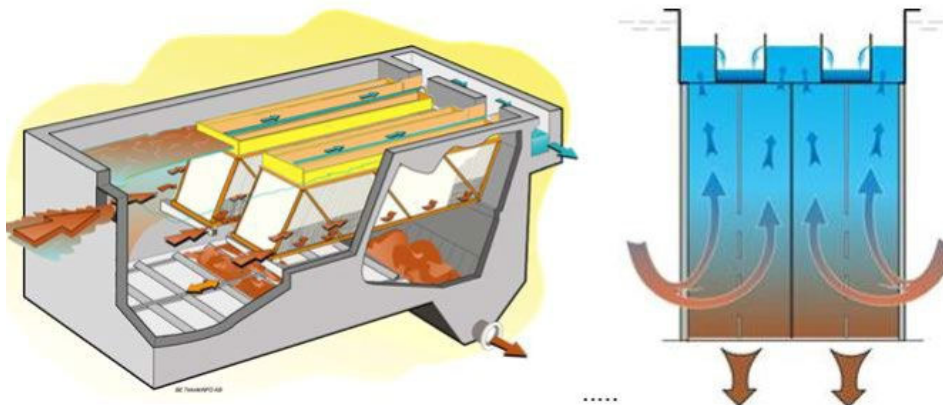
I samråd med leverantören (Tomal) föreslås polymerberedare PolyRex 4.0, 0,5-1,5 kg/h, 0,1 % beredningskoncentration, 60 min mognadstid med möjlighet till

efterspädning (till 0,01 %) som huvudsaklig lösning för tillsats av flockningsmedel (polymer).

4.2.2 Sedimentering

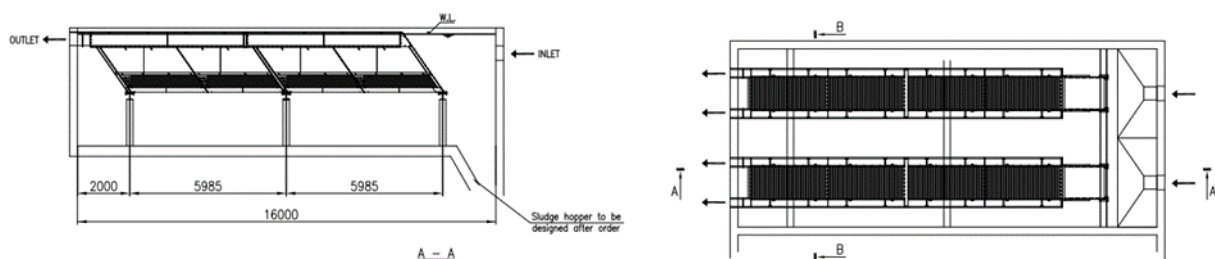
Efter den kemiska fällningen sker sedimentering. I detta fall förutsätts en lamellsedimentering som ger en kompakt anläggning med god effektivitet.

I Figur 5 illustreras princip för lamellsedimentering.



Figur 5. Princip för sedimentering med lameller i bassänger (Nordic Water)

I samråd med leverantören (Nordic Water) föreslås en bassänggjut installation med 8 stycken lamellpaket (modell LPS88/88-05) placerade i två parallella rader (4 paket i varje rad), enligt skiss i Figur 6. Med den föreslagna utformningen uppnås en sedimentationsarea upp till 700 m², vilket bedöms vara tillräckligt för att kunna hantera ett flöde på 600 m³/h.



Figur 6. Förslag på utformning – lamellsedimentering i bassäng (Nordic Water)

Vid sedimentering är det en partikels sjunkhastighet som avgör hur stor yta en sedimentering behöver ha för att kunna avskilja den aktuella partikeln. Teorin kallas ytbelastningsteorin. Grunden i ytbelastningsteorin är att partiklar i en sedimenteringsbassäng utsätts för två krafter. Tyngdkraften i vertikalled som ger partikeln dess sjunkhastighet samt vätskans strömning som ger den

horisontella kraften. För att avskilja en partikel måste sjunkhastigheten mot botten vara högre än hastigheten i horisintalled mot utloppet.

Sjunkhastigheten är beroende av både partikelns storlek och densitet. För att sedimentering ska fungera krävs att partikeln har högre densitet än vatten och att den är tillräckligt stor. Om en partikel är för liten eller för lätt blir dess sjunkhastighet så låg att partikeln inte kan avskiljas med sedimentering om inte sedimenteringsytan ökas.

Vid lamellsedimentering installeras flera bottnar, lameller, med cirka 5 cm mellanrum. För att underlätta slamborttagningen från bottnarna sätts bottnarna inte horisontellt utan med lutning så slammet glider ner i en slamficka under bottnarna. Med lameller kan den effektiva ytan bibehållas men platsbehovet kan schablonmässigt reduceras till 10 procent av vad en traditionell sedimenteringsbassäng skulle kräva. Omvänt kan belastningen på en lamellsedimentering ökas med en faktor 10 vid bibehållet ytbehov i jämförelse med en traditionell sedimentering.

I botten skrapas utfällt sediment till bassängernas ena ände där utfällt material samlas upp och pumpas ut. Det utpumpade slammet leds till en uppsamlingssump med omrörare för att sedan pumpas till centrifuger för avvattning.

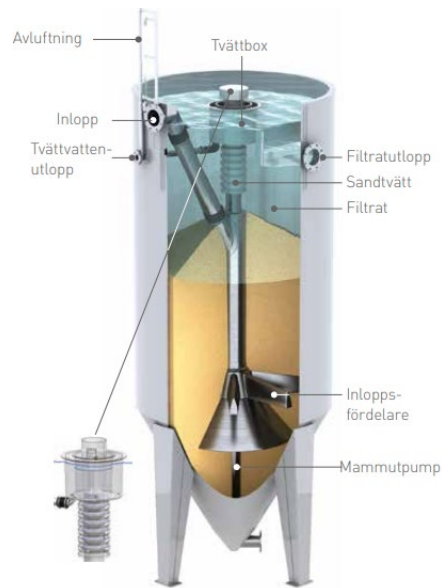
4.2.3 Filtrering

Från lamellseparatorer går flödet med självfall och fördelas till parallellt placerade kontinuerligt spolande, uppströmsfilter (förslagsvis DynaSand filter från Nordic Water, modell DS5000 med ca 2 m bäddhöjd). Kvartsand med hög SiO₂-innehåll (över 80%) och kornstorlek ca 1,2–2,0 mm används som filtermedia.

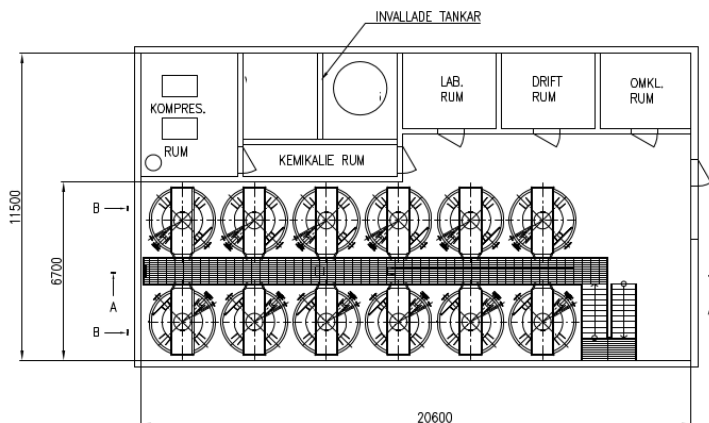
För att säkerställa kapacitet och redundans i detta steg har 12 st. parallella kontinuerligt spolande sandfilter valts varvid stopp av 1 st. i denna preliminära idéstudie kan accepteras med bibehållen filterkapacitet vid underhållsarbete.

De föreslagna filtren är kontinuerligt rengörande vilket innebär att inget stopp behövs för rengöring i normalfallet. Rengöring sker i stället kontinuerligt genom att filtersand från bäddens botten (den smutsigaste sanden) lyfts till toppen med hjälp av tryckluft (mammutpump) samtidigt som den utsätts för kraftig turbulens vilket gör att avsatt flock frigörs från sandkornen. Sanden sköljs med en mindre mängd filtrat som avleds medan sanden förs tillbaka till toppen av sandbädden. Det slamhaltiga "spolvattnet" tas till lamellsedimentering för att höja TS-halten av slammet innan förtjockning. Med kontinuerliga filter behövs ingen spolvattenvolym tillhandahållas då filtren spolats kontinuerligt med luft. Ett spolavlopp behövs dock.

I Figur 47 illustreras princip för kontinuerlig filtrering i DynaSand filter och i Figur 8 ges förslag på utformning av filtersteg.



Figur 7. Princip för sandfiltrering (DynaSand filter, Nordic Water)



Figur 8. Förslag på utformning filtersteg (Nordic Water)

Syftet med filtreringen är att avskilja de partiklar som har för låg sjunkhastighet för att avskiljas vid lamelledimenteringen. Normalt avses då små partiklar eller partiklar med låg densitet. Vid dimensionering av filter är det främst filtrens tvärsnittsarea som avgör kapaciteten. Den hydrauliska belastningen beräknas av flödes hastigheten som anges i m^3/h över filterytan i m^2 , vilket ger ytbelastningen i m/h .

4.2.4 Slamhantering

I lamellsedimenteringen avskiljs utfällda metallhydroxidpartiklar och samlas upp i en slamficka, varifrån slammet pumpas till förtjockare för att höja torrhalten från ca 0,5–1 % TS till ca 4–5 % TS.

Efter förtjockning avvattnas slammet till en torrhalt på upp till ca 30 % TS i centrifug (förslag på fabrikat - Alfa Laval, antal 1+1 för redundans). Avvattnat slam matas ut till utlastning i container uppställda i varmt utrymme. Avskilt vatten innehåller oftast resthalter av metaller och behöver pumpas tillbaka till neutralisationstankar för ytterligare rening.

I Figur 9 illustreras slamprocessen med ett blockschema.



Figur 9. Blockschema för föreslagen slamprocess.

Slammängdsberäkningar baseras på nedanstående antaganden:

- 1 ton kalk ger 2 ton slam
- Kalkförbrukningen är 0,2 kg/m³ (baserat på labförsök med grundvattenprover)
- Slamdensiteten är 1 000 kg/m³ (icke-avvattnat slam) och 1500 kg/m³ (avvattnat slam)

Baserat på antaganden ovan kommer kalkmängden uppgå till 120–160 kg/h (för 600 respektive 800 m³/h flöde). Slammängder som kommer produceras i reningsverket på årsbasis presenteras i Tabell 2.

Tabell 2. Slamproduktion i reningsverket (idéstudie).

Flöde till reningsverk, m ³ /h	600	800
Kalkförbrukning, ton Ca(OH) ₂ /år	1 050	1 400
Slammängd, ton TS/år	2 100	2800
Avvattnat slam (30% TS), ton/år	7 000	9 300
Icke avvattnat slam (4% TS), ton/år	53 000	70 100
Volym avvattnat slam, m ³ /år	4 667	6 200
Volym icke-avvattnat slam, m ³ /år	53 000	70 100

Deponering av slam föreslås ske via två alternativa lösningar beroende på slammets kvalitet och vilken driffas i verksamhetens utveckling anläggningen ska betjäna:

- Alternativ 1 - samdeponering med anrikningssand i sandmagasinet, avser förtjockat slam från underlopp förtjockare (ca 4% TS). Detta alternativ lämpar sig bäst för normal drift när samdeponering med anrikningssand är teknisk möjligt
- Alternativ 2 - deponering på en anvisad yta i gamla sandmagasinet, avser förtjockat och avvattnat slam från centrifuger (ca 30% TS). Detta alternativ lämpar sig bäst vid uppstart och tömning av gruvan samt för efterbehandlingskedje.

4.3 Reningsgrad

Med föreslagen konventionell teknik bedöms uppsatta målhalter i Tabell 1 kunna uppnås.

Pilotförsök för att verifiera fällningskemikalie, doser och betingelser behöver utföras innan ett principförslag över vattenrening kan presenteras. Pilotförsöken kan med fördel göras tillsammans med leverantör. Det kan noteras att de uppsatta målhalterna motsvarar en förhållandevis långtgående rening. Pilotförsöken kan visa att mer långtgående rening med exempelvis membranfiltrering kan vara nödvändigt.

5 Osäkerheter och rekommendation till fortsatt utredning

Idéstudien baseras på underlag gällande flöden och ingående halter, och dessa är fortsatt under utredning varför förutsättningarna för den presenterade systemlösningen fortsatt kan ändras.

Den föreslagna systemlösningen baseras på försök i labbskala på vatten från sandmagasinet. Pilotförsök rekommenderas för att verifiera resultaten och för att kunna bedöma slammängder och slamhantering, samt att vatten från fler källor ingår i pilotförsöken. Vid behov och på basis av pilotförsöken kan förslag till kompletterande rening tas fram.

Hantering av restprodukterna från vattenreningen utgör också en osäkerhet. Dels finns främst osäkerheter i mängderna men också kring hantering.

Samtliga erfarenhetsvärlden som använts i kostnads kalkylen är förknippade med osäkerhet, främst eftersom de baseras på en idéstudie. Den kostnads kalkyl som anges i denna idéstudie ska därför ses som en indikation på storleksordning av aktuella poster.

Eventuellt fortsatta utredningar bestäms i samråd med Copperstone Viscaria AB. Sweco föreslår pilotstudier följt av framtagande av principförslag där kostnads kalkylen revideras efter då gällande förutsättningar.